

Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland



Abschlussbericht

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



Rheinisch-Westfälische Technische
Hochschule Aachen (FKZ 02WA0805)



Fraunhofer Gesellschaft (Fh-IME)
(FKZ 02WA0806)



Fraunhofer Gesellschaft (Fh-ISI)
(FKZ 02WA0807)



Justus-Liebig-Universität Giessen
(FKZ 02WA0808)

Verbundvorhaben

„Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland“ (PhoBe)

GEFÖRDERT VOM

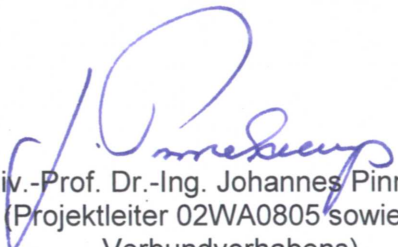



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung


Gemeinsamer Schlussbericht der Teilvorhaben

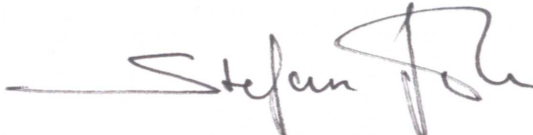
- | | |
|--------------|--|
| FKZ 02WA0805 | Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) (Projektleitung) |
| FKZ 02WA0806 | Fraunhofer-Gesellschaft, Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie (IME) |
| FKZ 02WA0807 | Fraunhofer-Gesellschaft, Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) |
| FKZ 02WA0808 | Justus-Liebig-Universität Giessen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement (ILR) |

Aachen, im November 2011


Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
(Projektleiter 02WA0805 sowie des
Verbundvorhabens)


Dipl.-Ing. agr. Karlheinz Weinfurter
(Projektleiter 02WA0806)


Dr. rer. pol. Dr. rer. nat. Christian Sartorius
(Projektleiter 02WA0807)


Prof. Dr. sc. agr. Stefan Gäth
(Projektleiter 02WA0808)

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter den Förderkennzeichen 02WA0805, 02WA0806, 02WA0807 und 02WA0808 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.





Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN geplant	2. Berichtsart (Schlussbericht oder Veröffentlichung) Schlussbericht
3. Titel Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland (PhoBe)	
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] Pinnekamp, Johannes; Everding, Wibke; Gethke, Katrin; Montag, David; Weinfurtnner, Karlheinz; Sartorius, Christian; Von Horn, Jana; Tettenborn; Felix; Gäth, Stefan; Waida, Christine; Fehrenbach, Horst; Reinhardt, Joachim	5. Abschlussdatum des Vorhabens Januar 2011
	6. Veröffentlichungsdatum Mai 2009, Jan. 2011, Sept. 2011
	7. Form der Publikation Tagungsbände, Fachzeitschriften
8. Durchführende Institution(en) (Name, Adresse) RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA), Mies-van-der-Rohe-Str. 1, 52074 Aachen Fraunhofer Gesellschaft, Fh-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie, Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg Fraunhofer Gesellschaft, Fh-Institut für System- und Innovationsforschung, Breslauer Straße 48, 76139 Karlsruhe Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Gießen	9. Ber. Nr. Durchführende Institution
	10. Förderkennzeichen 02WA0805, 02WA0806, 02WA0807, 02WA0808
	11. Seitenzahl 462
12. Fördernde Institution (Name, Adresse) Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. Literaturangaben 204
	14. Tabellen 190
	15. Abbildungen 174
16. Zusätzliche Angaben	
17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum)	
18. Kurzfassung Ziel des Begleitvorhabens PhoBe war es, die in der Förderinitiative entwickelten Phosphorrückgewinnungsverfahren hinsichtlich ihrer technischen und ökonomischen Realisierbarkeit sowie ihrer ökologischen Auswirkungen zu bewerten und die erzeugten Produkte in Bezug auf Verwertbarkeit, Pflanzenverfügbarkeit sowie auf ihren Nähr- und Schadstoffgehalt zu untersuchen. Phosphor ist ein essentieller Rohstoff der Düngerherstellung und als solcher in der Landwirtschaft nicht substituierbar. Daher ist bei einem Preisanstieg nur von einem geringen Nachfragerückgang bzw. einer geringen Elastizität auszugehen. Aufgrund der weltweit, vor allem aber in Südostasien, steigenden Nachfrage ist außerdem davon auszugehen, dass sich der Wettbewerb auf den Märkten für Rohphosphat und Phosphorsäure in Zukunft verschärfen wird. Vor diesem Hintergrund bieten sich die Stoffströme der kommunalen Abwasserreinigung für ein Phosphorrecycling an. Die Wirtschaftlichkeit der Verfahren ist abhängig von der Phosphorkonzentration im jeweiligen Stoffstrom und vom Einsatz der Betriebsmittel und notwendigen Investitionen. Alle untersuchten Verfahren sind zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht wirtschaftlich zu betreiben, können jedoch durch positive Nebeneffekte (bspw. Verminderung von Inkrustationen in Leitungen, Verbesserung der Entwässerbarkeit von Klärschlämmen) zur Wirtschaftlichkeit beitragen. Die ökobilanzielle Bewertung der entwickelten Verfahren ergab, dass durch die Phosphorrückgewinnung eine Nutzung einer relevanten Phosphormenge möglich wird. Dies kann ohne die Nachteile erfolgen, die eine direkte Ausbringung des Klärschlammes auf den Acker mit sich bringt, bspw. Schadstoffeinträge in den Boden und Versauerung der Atmosphäre. Gleichzeitig führen diese Rückgewinnungsverfahren aber nicht zu relevanten zusätzlichen Umweltbelastungen. Wird die thermische Klärschlammverbrennung in Zukunft als präferierter Entsorgungsweg angesehen, sollte vor dem Hintergrund der Phosphorrückgewinnung in den Ausbau von Monoverbrennungsanlagen investiert werden. Grundsätzlich sind große zentrale Rückgewinnungsanlagen spezifisch günstiger im Bau und Betrieb, jedoch können sich abhängig vom Einzugsgebiet und anderen örtlichen Rahmenbedingungen auch kleinere dezentrale Anlagen aus wirtschaftlicher Sicht lohnen, wenn dadurch bspw. Transportkosten eingespart werden können. Eine vollständige Umstellung auf die Klärschlammmonoverbrennung wird in naher Zukunft noch nicht realisierbar sein. Um jedoch den Phosphor im Klärschlamm bereits heute nutzen zu können, könnten auf größeren Kläranlagen (> 100.000 EW) Phosphorrückgewinnungsanlagen zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm errichtet werden. Die Untersuchungsergebnisse der Sekundärphosphate machen deutlich, dass diese durchaus als gleichwertige Alternative zu handelsüblichen Mineraldüngern, wie z. B. Triplesuperphosphat, angesehen werden können. Im Vergleich zu den Ausgangsstoffen konnten im Rahmen der Herstellungsverfahren die Phosphorgesamtgehalte stark aufkonzentriert werden und es kommt im Zuge der Behandlungen in den Düngersubstraten gleichzeitig zu einer erheblichen Reduktion der Schwermetallgehalte. Eine Umfrage ergab, dass nach Meinung von Fachleuten die Phosphorrückgewinnung bis zum Jahr 2030 in den Industrieländern wirtschaftlich tragfähig sein könnte.	
19. Schlagwörter Phosphorrückgewinnung, Preisentwicklung, Bilanzierung, Düngewirkung, Schadpotenzial, Sekundärdünger, Kostenabschätzung, Ökobilanz, Rückgewinnungskonzept, Technologievorausschau, Recyclingtechnologien	
20. Verlag	21. Preis

Document Control Sheet

1. ISBN or ISSN intended	2. type of document (e.g. report, publication) final report
3. title Recycling of Phosphorus - Ecological and Economic Evaluation of Different Processes and Development of a Strategical Recycling Concept for Germany (PhoBe)	
4. author(s) (family name, first name(s)) Pinnekamp, Johannes; Everding, Wibke; Gethke, Katrin; Montag, David; Weinfurtner, Karlheinz; Sartorius, Christian; Von Horn, Jana; Tettenborn; Felix; Gäth, Stefan; Waida, Christine; Fehrenbach, Horst; Reinhardt, Joachim	5. end of project Jan. 2011
	6. publication date May 2009, Jan. 2011, Sept. 2011
	7. form of publication conference proceedings, journal
8. performing organization(s) (name, address) RWTH Aachen University, Institute of Environmental Engineering, Mies-van-der-Rohe-Str. 1, 52074 Aachen Fraunhofer Institute for Molecular Biology and Applied Ecology, Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research, Breslauer Straße 48, 76139 Karlsruhe Justus-Liebig-University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Resources Management, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Gießen	9. originator's report no.
	10. reference no. 02WA0805, 02WA0806, 02WA0807, 02WA0808
	11. no. of pages 462
12. sponsoring agency (name, address) Federal Ministry of Education and Research 53170 Bonn	13. no. of references 204
	14. no. of tables 190
	15. no. of figures 174
16. supplementary notes	
17. presented at (title, place, date)	
18. abstract The accompanying project PhoBe had two objectives. The first was to evaluate the processes being developed within the other projects of the funding initiative with regard to their technical, economical and ecological feasibility. In a second step the generated products were investigated with a focus on their usability, fertilizing quality, plant availability as well as their nutrient and pollutant potential. Phosphorus is essential for the production of fertilizers and cannot be substituted in agriculture. Therefore it can be assumed that an increase in its price will only lead to a minor decrease in demand. Because of the increasing demand especially in Southeast Asia there will likely be a stronger competition for raw phosphorus and phosphoric acid in the future. For that reason a recycling of phosphorus from the various material flows that exist in communal wastewater treatment plants seems an appropriate option. The economic efficiency of the recycling processes is linked to the concentration of phosphorus in the material flow as well as the use of personnel and equipment and the investment costs. All processes which have been investigated within this project cannot be run economically efficient yet. However a cost neutral operation is already possible due to positive side effects on the wastewater treatment plant e.g. improvement of dewaterability. An ecological assessment of the developed processes shows that a relevant amount of the phosphorus can be used without the negative effects that occur when directly applying sewage sludge onto the fields. Pollution and acidification of the soil can be avoided by the use of these processes. At the same time they do not lead to a relevant additional pollution. With regard to phosphorus recovery, and in case thermal disposal of sewage sludge will be the preferred method in the future, investment in separate sewage sludge incineration plants should be undertaken. Principally huge centrally located plants are more cost effective in construction and operation. Nevertheless small decentral plants can also be economical depending on the catchment area. A complete change towards separate sewage sludge incineration will not be practicable in the near future. However phosphorus recovery plants could already be built at big wastewater treatment plants (>100,000 PE). The investigations made in the PhoBe project clearly show that the generated secondary raw materials are already a comparable alternative to commercial mineral fertilizers like Triple-Superphosphate. With the developed processes the concentration of phosphorous could be highly increased in comparison to the source materials. At the same time there is also a relevant reduction in the concentration of heavy metals. According to the results of an enquiry, experts believe in the cost-efficient use of phosphorus recovery in industrialised countries until 2030.	
19. keywords Phosphorous recovery, price development, mass balance, fertilizing effect, pollution potential, secondary fertilizer, cost evaluation, ecological assessment, eco-balance, recovery concept, technology foresight, recycling technology	
20. publisher	21. price

Projektteam

Institution	Bearbeiter
 <p>Projektleitung: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp Mies-van-der-Rohe-Str. 1 52074 Aachen Tel.: 0241 80 25207 Fax: 0241 80 22285 Email: isa@isa.rwth-aachen.de www.isa.rwth-aachen.de</p>	<p>Dipl.-Ing. W. Everding Dipl.-Ing. K. Gethke Dr.-Ing. D. Montag</p>
 <p>Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung Dr. rer.nat. Dr. rer.pol. C. Sartorius Breslauer Straße 48 76139 Karlsruhe www.isi.fraunhofer.de</p>	<p>Dr. rer.nat. Dr. rer.pol. C. Sartorius Dr.-Ing. J. von Horn Dipl.-Ing. F. Tettenborn</p>
 <p>Fraunhofer Institut für Molekular- biologie und Angewandte Oekologie Dipl.-Ing. agr. K. Weinfurtner Auf dem Aberg 1 57392 Schmallenberg Tel.: 02972 302-0 Fax: 02972 302-319 www.ime.fraunhofer.de</p>	<p>Dipl.-Ing. agr. K. Weinfurtner Dr. rer.nat. W. Kördel</p>
 <p>Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Professur für Abfall- und Ressourcen- management Prof. Dr. agr. S. Gäth Justus-Liebig-Universität Gießen Heinrich-Buff-Ring 26 35392 Gießen Tel.: 0641 99 37381 Fax: 0641 99 37389 www.uni-giessen.de/ilr</p>	<p>Dipl.-Biol. C. Waida</p>
 <p>ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 69120 Heidelberg Tel.: 06221 4767-0 Fax: 06221 4767-19 E-Mail: ifeu@ifeu.de www.ifeu.de</p>	<p>Dipl.-Biol. H. Fehrenbach Dipl.-Geoökol. J. Reinhardt Dipl.-Geogr. F. Knappe</p>

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung.....	17
3	Analyse der Preisentwicklung für Phosphat.....	21
3.1	Einleitung	21
3.2	Phosphatvorkommen: Reserven und Wege der Aufbereitung.....	22
3.2.1	Phosphatvorkommen und -reserven	22
3.2.2	Gewinnung und Aufbereitung des Phosphats.....	24
3.3	Verwendung von Phosphat.....	25
3.3.1	Phosphatnachfrage in der Landwirtschaft.....	25
3.3.1.1	Bevölkerungsentwicklung.....	26
3.3.1.2	Entwicklung der Nahrungsmittelproduktion	28
3.3.1.3	Einfluss der Düngepraxis	30
3.3.1.4	Düngemittelbedarfsentwicklung (Business as usual).....	32
3.3.1.5	Biokraftstoffe (Biofuels)	34
3.3.2	Andere Bereiche der Verwendung von Phosphat	38
3.4	Entwicklung des Phosphatpreises	41
3.4.1	Historie der Phosphatpreisentwicklung und Phosphatproduktion	42
3.4.2	Einflussfaktoren auf die Produktionskosten von Phosphat und Phosphorsäure	45
3.4.2.1	Energiepreis	45
3.4.2.2	Schwefelpreis.....	46
3.4.2.3	Transportkosten	47
3.4.2.4	Entfernung von Schwermetallen	49
3.4.3	Kostenstruktur der Phosphataufbereitung.....	51
3.4.4	Rekonstruktion einer Angebotskurve für die Produktion von Rohphosphat.....	52
3.4.5	Entwicklung des Rohphosphat- und Phosphorsäurepreises bis zum Jahr 2030	54
3.4.5.1	Szenarien der Phosphornachfrage.....	54
3.4.5.2	Preisentwicklung des Rohphosphats	55
3.4.5.3	Preisentwicklung von Phosphorsäure	56
3.5	Zusammenfassung	60

4	Ermittlung und Bilanzierung der zur Phosphorrückgewinnung geeigneten Stoffströme in Deutschland	63
4.1	Methodische Grundlagen	63
4.2	Ermittlung der Phosphorbilanz	67
4.2.1	Gesamtbilanz und Stoffströme	67
4.2.2	Prozessaggregat Phosphorindustrie	71
4.2.3	Prozessaggregat Düngemittelindustrie	73
4.2.4	Prozessaggregat Nahrungsmittelindustrie	75
4.2.5	Prozessaggregat Futtermittelindustrie	78
4.2.6	Prozessaggregat Detergentienindustrie	79
4.2.7	Prozessaggregat Sonstige Industrie	81
4.2.8	Prozessaggregat Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion	83
4.2.9	Prozessaggregat Landwirtschaftliche Tierhaltung	86
4.2.10	Prozessaggregat Biogasproduktion	88
4.2.11	Prozessaggregat Haushalte	89
4.2.12	Prozessaggregat Abwasserreinigung	91
4.2.13	Prozessaggregat Abfallentsorgung	93
4.3	Schlussfolgerungen und Überprüfung der Bilanz	95
5	Untersuchung der in der Förderinitiative erzeugten Produkte	97
5.1	Material und Methoden	97
5.1.1	Produkte des P-Recyclings	98
5.1.2	Basissubstrate	99
5.1.3	Bodenprobenahme	99
5.1.4	Boden- und Produktanalysen	101
5.1.4.1	Korngrößenbestimmung	101
5.1.4.2	Wasserhaltekapazität (WHK)	101
5.1.4.3	Effektive Kationenaustauschkapazität KAKeff	102
5.1.4.4	pH-Wert-Untersuchungen	102
5.1.4.4	Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Analyse	102
5.1.4.5	EDTA-Extraktion	103
5.1.4.6	Calciumnitrat-Extraktion	103

5.1.4.7	Königswasser-Extraktion	104
5.1.4.8	Citronensäurelöslicher Phosphor	104
5.1.4.9	Oxalatlöslicher Phosphor	104
5.1.4.10	Sorptionskurven	104
5.1.4.11	Sequentielle P-Extraktion	105
5.1.4.12	Elution von Schwermetallen	105
5.1.4.13	Löslichkeitsbestimmungen	105
5.1.4.14	Untersuchung auf organische Schadstoffe	105
5.1.5	Inkubationsversuche	105
5.1.6	Pflanzenversuche.....	106
5.1.6.1	Versuchsaufbau und Versuchsbedingungen.....	106
5.1.6.2	Pflanzenernte	107
5.1.6.3	Nachfruchtversuche	108
5.1.7	Analysen des Pflanzenmaterials	109
5.1.7.1	Nasschemischer Aufschluss	109
5.1.7.2	P-Bestimmung.....	109
5.1.8	Statistische Auswertung.....	110
5.1.8.1	Das Schadeinheitenmodell.....	110
5.1.8.2	Transferfaktoren	111
5.2	Ergebnisse.....	112
5.2.1	Charakterisierung der Produkte des P-Recyclings	112
5.2.1.1	pH-Werte	112
5.2.1.2	Elementgehalte	113
5.2.1.3	Schadeinheiten.....	117
5.2.1.4	Element-Verfügbarkeiten.....	118
5.2.1.5	Organische Kontaminanten.....	124
5.2.2	Löslichkeit von Phosphor in unterschiedlichen Extraktionsmitteln	126
5.2.3	Wirkung der Produkte auf Parameter der P-Versorgung im Boden	128
5.2.3.1	pH-Wert.....	128
5.2.3.2	Calcium-Acetat-Lactat-lösliches P (P_{CAL})	129

5.2.3.3	Citronensäurelöslicher Phosphor (P_{Cit}).....	132
5.2.3.4	P in der Bodenlösung (P_{10}).....	135
5.2.3.5	Oxalatlösliches P, Fe, Al.....	138
5.2.3.6	Sequentielle P-Extraktion	139
5.2.4	Vergleich der P-Düngewirkung der P-Recyclingprodukte mit denen der Standard-P-Dünger TSP und Rohphosphat.....	140
5.2.5	Transferfaktoren	152
5.2.6	Verlagerung von Schwermetallen	154
5.2.7	Technische Produktqualität	156
5.3	Zusammenfassende Diskussion	158
6	Kostenabschätzung und ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren.....	163
6.1	Kostenabschätzung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren	163
6.1.1	Projekt PHOXNAN: Optimierte Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen durch ein Hybridverfahren aus Niederdruck-Nassoxidation und Nanofiltration.....	167
6.1.2	Projekt ProPhos: Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung	174
6.1.2.1	P-RoC-Verfahren.....	174
6.1.2.2	FIX-Phos-Verfahren.....	179
6.1.2.3	SESAL-Phos-Verfahren.....	185
6.1.3	Projekt PASCH: Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm	191
6.1.4	Vergleich der untersuchten Verfahren.....	196
6.1.5	Sonderverfahren: Direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit und ohne Schwermetallentfrachtung.....	199
6.1.5.1	Direkter Aufschluss von Klärschlammasche	200
6.1.5.2	Direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung	204
6.2	Ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren	209
6.2.1	Einleitung.....	209
6.2.2	Ziele, Untersuchungsrahmen und Methode	210

6.2.2.1	Ziele.....	210
6.2.2.2	Untersuchungsrahmen	210
6.2.2.3	Methodik.....	211
6.2.3	Betrachtete Systeme.....	215
6.2.3.1	Referenzszenario Landwirtschaft	216
6.2.3.2	Referenzszenario Monoverbrennung	216
6.2.3.3	Szenario P-RoC	216
6.2.3.4	Szenario FIX-Phos	217
6.2.3.5	Szenario PHOXNAN	217
6.2.3.6	Szenario PASCH.....	217
6.2.3.7	Szenario SESAL-Phos	218
6.2.3.8	Datenherkunft, Datenqualität und Annahmen	223
6.2.4	Ergebnisse	227
6.2.4.1	Wirkungsabschätzung	227
6.2.4.2	Auswertung: Normierung der Wirkungen	239
6.2.4.3	Auswertung: Bildung eines Ein-Indikators.....	244
6.2.4.4	Diskussion zu Sensitivität und Sensibilität der Daten.....	247
6.2.5	Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	247
7	Entwicklung eines Rückgewinnungskonzepts für Deutschland.....	249
7.1	Geeignete Stoffströme für eine Phosphorrückgewinnung	250
7.1.1	Industrielle Abwässer	250
7.1.2	Kommunales Abwasser	250
7.1.3	Wirtschaftsdünger und Gärrückstände.....	251
7.1.4	Klärschlamm	252
7.2	Phosphorrückgewinnungskonzept für Deutschland.....	255
7.2.1	Methodik.....	255
7.2.2	Darstellung der Szenarien.....	257
7.2.3	Phosphorrückgewinnungskonzepte	262
7.2.3.1	Konzept 1	262
7.2.3.2	Konzept 2	264

7.2.3.3	Konzept 3	266
7.2.4	Kostenabschätzung der Szenarien	267
7.2.5	Zusammenfassende Diskussion	270
8	Technologievorausschau für Phosphorrecyclingtechnologien	273
8.1	Einleitung	273
8.2	Vergleich bestehender Techniklinien des P-Recyclings	274
8.2.1	Bestandsaufnahme bekannter Ansätze des P-Recyclings.....	274
8.2.1.1	P-Recycling aus dem Abwasser.....	274
8.2.1.2	P-Recycling aus einem Abwasserteilstrom	277
8.2.2	Bewertungskriterien.....	278
8.2.3	Grundlegender Vergleich der Techniklinien	280
8.2.3.1	Flüssige Phase versus nass-chemische Verfahren.....	280
8.2.3.2	Nass-chemische versus thermisch-metallurgische Verfahren.....	281
8.2.3.3	Rückgewinnung aus der flüssigen Phase versus thermisch- metallurgische Behandlung.....	281
8.2.3.4	Teilstromnutzung versus Rückgewinnung aus dem gesamten Abwasser	282
8.2.4	Vergleichende Bewertung der Verfahren zur P-Rückgewinnung	283
8.2.5	Vorläufige Zusammenfassung der Ergebnisse	286
8.3	Expertenbefragung	287
8.3.1	Auswahl der Themenfelder und Generierung der Thesen	288
8.3.2	Teilnehmer	291
8.3.3	Fachkenntnis der Teilnehmer.....	292
8.4	Auswertung der Befragung	293
8.4.1	Thesenblock 1: Dringlichkeit der Phosphatrückgewinnung.....	293
8.4.1.1	Bewertungen der Experten mit hoher Fachkenntnis	296
8.4.1.2	Kommentare zum Thesenblock 1	296
8.4.2	Thesenblock 2: „Erfolgspotenzial der Phosphatrückgewinnung aus Ab- wasserbehandlung und Klärschlamm“	297
8.4.2.1	Bewertungen der Experten mit hoher Fachkenntnis	299
8.4.2.2	Kommentare zu Thesenblock 2.....	299

8.4.3	Thesenblock 3: „Potenziale der Rückgewinnung aus Klärschlammasche“.....	300
8.4.3.1	Bewertungen der Befragten mit hoher Fachkenntnis	304
8.4.3.2	Kommentare zum Thesenblock 3.....	304
8.4.4	Thesenblock 4: „Phosphatrückgewinnung im Kontext eines Systemwandels in der Wasser- und Abwasserwirtschaft“	304
8.4.4.1	Bewertungen der Befragten mit hoher Fachkenntnis	306
8.4.4.2	Kommentare zu Thesenblock 4.....	306
8.5	Zusammenfassung der Ergebnisse der Befragung	306
9	Zukunftschancen durch Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien für Deutschland.....	309
9.1	Einleitung	309
9.2	Wirtschaftliche Entwicklungspotenziale verschiedener Technologieansätze	309
9.3	Einsatzpotenziale für P-Rückgewinnungstechnologien	311
9.3.1	P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser.....	312
9.3.2	P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche.....	314
9.4	Entwicklungspotenziale eines Marktes für P-Rückgewinnungstechnologien.....	316
9.4.1	Investitionen in die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammwasser.	317
9.4.2	Investitionen in die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche ..	319
9.5	Erreichung der Marktreife von Verfahren zur P-Rückgewinnung	321
9.5.1	Der Phosphorsäurepreis als Referenz	321
9.5.2	Die Mehrkosten rezyklierten Phosphors	322
9.5.3	Die Gesamtkosten der P-Rückgewinnung	324
9.5.4	Nischen der P-Rückgewinnung.....	328
9.6	Die Bedeutung deutscher Akteure bei Erforschung, Entwicklung und Betrieb von P-Recyclingtechnologien	329
9.6.2	Im größeren Maßstab umgesetzte Verfahren in Deutschland	331
9.6.2.1	Berliner Verfahren und AirPrex	331
9.6.2.2	Seaborne-Verfahren.....	331
9.6.2.3	Stuttgarter Verfahren.....	332
9.6.2.4	Ash Dec-Verfahren.....	332
9.6.2.5	Mephrec-Verfahren	333
9.6.3	Konkurrenz aus dem Ausland	333

9.7	Lead Market-Potenzial der P-Rückgewinnung.....	335
9.7.1	Innovationsfördernde Faktoren auf der Angebotsseite	336
9.7.2	Marktkontextfaktoren auf der Nachfrageseite	337
9.7.3	Regulierungsbedingte Faktoren	338
9.7.4	Produktions- und wissensbezogene Verlagerungsfaktoren	339
9.8	Zusammenfassung und Ausblick	341
	Literaturverzeichnis	345
A.	Anhang.....	A-1

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1:	Weltproduktion von Rohphosphat (USGS, 2007)	23
Abbildung 3.2:	Weltweite Verteilung der Rohphosphatreserven (ausbeutbar zu Kosten <40 US\$ pro Tonne) (CRU, 2003)	23
Abbildung 3.3:	Aufbereitungspfade von Phosphatgestein zu Phosphatprodukten (Potash in BUDENHEIM, 2008)	25
Abbildung 3.4:	Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der Erdoberfläche (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2007)	26
Abbildung 3.5:	Bevölkerungsentwicklung in verschiedenen Teilen der Erde (in Mio.) (UNO, 2007)	27
Abbildung 3.6:	Vergleich des Anstiegs der Getreideproduktion und einiger dafür benötigter Produktionsfaktoren (IVA, 2008)	29
Abbildung 3.7:	Simulation des Anstiegs der Biokraftstoffproduktion für den Transportsektor (MSANGI et al., 2007)	36
Abbildung 3.8:	Entwicklung der Biokraftstoffproduktion in den USA (OECD/FAO, 2007) ...	36
Abbildung 3.9:	Entwicklung der Biokraftstoffproduktion in der EU (OECD/FAO, 2007)	37
Abbildung 3.10:	Düngemittelverbrauch (in 1000 t NPK) für Biokraftstoffproduktion nach Regionen (INTEGER, 200X)	38
Abbildung 3.11:	Preisentwicklung und Verbrauch von Rohphosphat (als P_2O_5) in den USA (USGS, 2007)	42
Abbildung 3.12:	Preisentwicklung von Rohphosphat und Phosphorsäure (gemessen als P_2O_5) im Zeitraum 1995 bis 2008 (FERTILIZER INTERNATIONAL, 2008)	44
Abbildung 3.13:	Ölpreisentwicklung (TECSON, 2008)	46
Abbildung 3.14:	Anstieg der Transportkosten durch Ölpreisanstieg (FAZ, 2008)	47
Abbildung 3.15:	Volatilität auf dem Frachtmarkt am Beispiel Kohle (NOMIKOS, 2008)	48
Abbildung 3.16:	Kosten von Rohphosphatabbau und -aufbereitung (CRU, 2003)	52
Abbildung 3.17:	Rekonstruktion des Kostenkorridors der Rohphosphatproduktion bis zum Jahr 2030 (unten) aus der aktuellen Kostenkurve und ihrer angenommenen Verschiebung in der Zukunft (oben, beispielhaft dargestellt für die Jahre 2002 bis 2004) (Datenquelle: CRU, 2003)	53
Abbildung 3.18:	Kostenkorridore und daraus abgeleitete Preisentwicklung für Rohphosphat in den Szenarien BAU und Biofuels (Quelle: eigene Berechnungen)	56
Abbildung 3.19:	Preisentwicklung der Phosphorsäure (Quelle: eigene Berechnungen)	58
Abbildung 3.20:	Durchschnittliche Preisentwicklung für mineralische Düngemittel in Deutschland (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2007)	59
Abbildung 3.21:	Preisentwicklung der landwirtschaftlichen Betriebsmittel und Erzeugnisse (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2007)	60
Abbildung 4.1:	Prinzip für differenzierte Stoffstrom-/ Stoffflussbilanzen (FAULSTICH und WEBER, 1999)	65

Abbildung 4.2:	Der Stoffaustausch der Technosphäre mit der Umwelt (verändert nach BRINGEZU und SCHÜTZ (1995)).....	66
Abbildung 4.3:	Systemgrenzen der Stoffstromanalyse (GETHKE, 2011).....	67
Abbildung 4.4:	Gesamtbilanz und zugehörige Prozessaggregate, Lager und Stoffströme (inkl. Stoffstromnummer sowie Phosphormenge [Mg P/a]) (GETHKE, 2011).....	69
Abbildung 4.5:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Phosphorindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	73
Abbildung 4.6:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Düngemittelindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	75
Abbildung 4.7:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Nahrungsmittelindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	77
Abbildung 4.8:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Futtermittelindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	79
Abbildung 4.9:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Detergentienindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	81
Abbildung 4.10:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Sonstige Industrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	83
Abbildung 4.11:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011).....	85
Abbildung 4.12:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Tierhaltung mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011).....	87
Abbildung 4.13:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Biogasproduktion mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	89
Abbildung 4.14:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Haushalte mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	91
Abbildung 4.15:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Abwasserreinigung mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	93
Abbildung 4.16:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Abfallentsorgung mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)	94
Abbildung 5.1:	Zerkleinerung der Maispflanzen einer Versuchsvariante nach der Ernte im Gewächshaus.....	108
Abbildung 5.2:	Adultmaispflanzen im Gewächshaus kurz vor dem Erntezeitpunkt.....	108
Abbildung 5.3:	Phosphorgesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der Ausgangs- und Endsubstrate [g/kg] im Vergleich	114
Abbildung 5.4:	Konzentration an Schadeinheiten C_{SE} [je kg P] der Basissubstrate und Produkten des P-Recyclings verschiedener P-Rückgewinnungsverfahren	118

Abbildung 5.5:	Phosphorgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings: KöWa - Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, CAL - pflanzenverfügbare Phosphatgehalt, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - leichtlöslicher Gehalt ..	119
Abbildung 5.6:	Kupfergehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - leichtlöslicher Gehalt	121
Abbildung 5.7:	Zinkgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - leichtlöslicher Gehalt	122
Abbildung 5.8:	Cadmiumgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - leichtlöslicher Gehalt	123
Abbildung 5.9:	Bleigehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - leichtlöslicher Gehalt	124
Abbildung 5.10:	Gehalte an organischen Kontaminanten in den untersuchten Produkten des P-Recyclings in [mg/kg TS]	125
Abbildung 5.11:	P-Löslichkeit in unterschiedlichen Extraktionsmitteln der Produkte 2008 .	127
Abbildung 5.12:	P-Löslichkeit in unterschiedlichen Extraktionsmitteln der Produkte 2009 .	127
Abbildung 5.13:	pH-Werte [CaCl_2] im Lehmboden für den Versuchsansatz 2009/2010	128
Abbildung 5.14:	pH-Werte [CaCl_2] im Sandboden für den Versuchsansatz 2009/2010.....	129
Abbildung 5.15:	Veränderung von P_{CAL} [%] auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009.....	130
Abbildung 5.16:	Veränderung von P_{CAL} auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010	130
Abbildung 5.17:	Veränderung von P_{CAL} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009.....	131
Abbildung 5.18:	Veränderung von P_{CAL} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010.....	132
Abbildung 5.19:	Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009.....	133
Abbildung 5.20:	Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010.....	134
Abbildung 5.21:	Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009.....	134
Abbildung 5.22:	Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010.....	135

Abbildung 5.23: Veränderung von P_{10} auf dem Sandboden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009	136
Abbildung 5.24: Veränderung von P_{10} auf dem Lehm Boden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009	136
Abbildung 5.25: Veränderung von P_{10} auf dem Sandboden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010	137
Abbildung 5.26: Veränderung von P_{10} auf dem Lehm Boden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010	137
Abbildung 5.27: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der ersten Versuchsreihe auf Sandboden in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)	141
Abbildung 5.28: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der ersten Versuchsreihe auf Lösslehm I in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)	142
Abbildung 5.29: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der zweiten Versuchsreihe auf Sandboden in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)	144
Abbildung 5.30: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der zweiten Versuchsreihe auf Lösslehm II in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)	145
Abbildung 5.31: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der dritten Versuchsreihe auf Sandboden in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)	146
Abbildung 5.32: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der dritten Versuchsreihe auf Lösslehm II in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)	148
Abbildung 5.33: Ertrags-Abweichungen der Sekundärrohstoffe zum Triple-Superphosphat [%] der Erstfrucht (EF) und Nachfrucht (NF) auf Sandboden	150
Abbildung 5.34: Ertrags-Abweichungen der Sekundärrohstoffe zum Triple-Superphosphat [%] der Erstfrucht (EF) und Nachfrucht (NF) auf Lehm Boden	151
Abbildung 5.35: Perkolatkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{L}$] für As bei pH 1	155
Abbildung 5.36: Perkolatkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{L}$] für As bei pH 5	156
Abbildung 6.1: Fließbild des PHOXNAN-Verfahrens (nach BLÖCHER et al., 2009)	168
Abbildung 6.2: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten, inkl. Einsparungen (PHOXNAN)	172

Abbildung 6.3:	Fließbild des P-RoC-Verfahrens (nach SCHUHMAN, 2010).....	174
Abbildung 6.4:	Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (P-RoC, kommunal)	177
Abbildung 6.5:	Kostendegression mit und ohne Preissteigerung (P-RoC).....	178
Abbildung 6.6:	Fließbild des FIX-Phos-Verfahrens (Variante 2) (nach PETZET und CORNEL, 2009a).....	179
Abbildung 6.7:	Sensitivitätsanalyse, Variante 1 für 100.000 und 1.000.000 E (FIX-Phos).....	183
Abbildung 6.8:	Fließbild des SESAL-Phos-Verfahrens (nach PETZET und CORNEL, 2009b).....	185
Abbildung 6.9:	Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (SESAL-Phos)	189
Abbildung 6.10:	Fließbild des PASCH-Verfahrens (nach MONTAG et al., 2010)	191
Abbildung 6.11:	Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (PASCH).....	194
Abbildung 6.12:	Gegenüberstellung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren.....	197
Abbildung 6.13:	Darstellung der Verfahren nach produkt- und einwohnerspezifischen Kosten sowie der rückgewonnenen Phosphormenge je Einwohner und Jahr	199
Abbildung 6.14:	Fließbild des Verfahrens direkter Aufschluss von Klärschlammasche (nach PETZET und CORNEL, 2009c).....	200
Abbildung 6.15:	Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (direkter Auf- schluss von Klärschlammasche).....	203
Abbildung 6.16:	Fließbild des Verfahrens direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung (nach PETZET und CORNEL, 2009d)	204
Abbildung 6.17:	Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (direkter Auf- schluss mit Schwermetallentfrachtung).....	207
Abbildung 6.18:	Schritte einer Ökobilanz (nach DIN EN ISO 14040).....	212
Abbildung 6.19:	System und Systemgrenze für das Referenzszenario Landwirtschaft	218
Abbildung 6.20:	System und Systemgrenze für das Referenzszenario Monover- brennung	219
Abbildung 6.21:	System und Systemgrenze für das Szenario P-RoC	220
Abbildung 6.22:	System und Systemgrenze für das Szenario FIX-Phos	221
Abbildung 6.23:	System und Systemgrenze für das Szenario PHOXNAN	222
Abbildung 6.24:	System und Systemgrenze für die Szenarien PASCH und SESAL-Phos	223
Abbildung 6.25:	Notwendige Prozessdaten für die Ökobilanzierung	224
Abbildung 6.26:	Wirkungsabschätzung für den Verbrauch von Phosphor-Ressourcen.....	229
Abbildung 6.27:	Wirkungsabschätzung für die Beanspruchung fossiler Ressourcen	230
Abbildung 6.28:	Wirkungsabschätzung für das Treibhauspotenzial	231

Abbildung 6.29: Wirkungsabschätzung für das Versauerungspotenzial	232
Abbildung 6.30: Wirkungsabschätzung für die aquatische Eutrophierung	233
Abbildung 6.31: Wirkungsabschätzung für die terrestrische Eutrophierung	234
Abbildung 6.32: Wirkungsabschätzung für das Krebsrisikopotenzial (luftseitig)	235
Abbildung 6.33: Wirkungsabschätzung für die Quecksilberemissionen (luftseitig)	236
Abbildung 6.34: Wirkungsabschätzung für Bleieinträge in den Boden	237
Abbildung 6.35: Wirkungsabschätzung für Cadmumeinträge in den Boden	238
Abbildung 6.36: Wirkungsabschätzung für PAK-Einträge in den Boden	239
Abbildung 6.37: Ergebnisse für normierte Unterschiede zwischen den Verfahren in Einwohnerdurchschnittswerten.....	241
Abbildung 6.38: Ergebnisse für normierte Unterschiede zwischen den Verfahren in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW); bestes Szenario liegt auf der x- Achse.....	242
Abbildung 6.39: Ergebnisse für normierte Unterschiede zwischen den Verfahren in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW); Fokussierung auf feinere Unterschiede; bestes Szenario liegt auf der x-Achse	243
Abbildung 6.40: Einindikatorwerte, aufgeteilt nach den beitragenden Indikatoren.....	245
Abbildung 6.41: Summenergebnisse aggregiert auf einen Ein-Indikator	246
Abbildung 7.1: Entwicklung der Klärschlammabfuhrwege von 1983 - 2008 in Deutschland (DESTATIS, 2009a; JASPER et al., 2009)	253
Abbildung 7.2: Prozentuale Aufteilung der thermischen Klärschlammabfuhr in Deutschland für 2008 (LEHRMANN, 2010a)	254
Abbildung 7.3: Klärschlammverbrennungsanlagen in Deutschland (Standorte nach LEHRMANN, 2010a)	256
Abbildung 7.4: Entwicklung der Klärschlammverbrennungskapazitäten in Deutschland 1975 – 2008 (verändert, nach LEHRMANN, 2010a).....	257
Abbildung 7.5: Konzept 2: Verbrennungs- und Phosphorrückgewinnungsanlagen mit entsprechendem Einzugsgebiet	265
Abbildung 8.1: Phosphatströme in der Kläranlage (VON HORN, 2007 nach JARDIN, 1995).....	274
Abbildung 8.2: Ansatzpunkte für die Rückgewinnung von Phosphat aus den Prozessströmen von Kläranlagen.....	275
Abbildung 8.3: Systematischer Überblick über Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Asche	276
Abbildung 8.4: Verteilung von Volumen, Nährstoffen und Organik in den Teilströmen von häuslichem Abwasser (Modifiziert nach DWA, 2008; BÖHM et al., 2002; HILLENBRAND, 2009)	277
Abbildung 8.5: Selbsteinschätzung der Fachkenntnis der befragten Experten nach Thesenblöcken differenziert	293

Abbildung 8.6:	Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 1	293
Abbildung 8.7:	Länderspezifische durchschnittliche Einschätzungen zu These 3 (Nutzung des Klärschlammes in der Landwirtschaft). Es wurden nur Länder mit drei oder mehr Teilnehmern berücksichtigt	294
Abbildung 8.8:	Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 2	297
Abbildung 8.9:	Beantwortung der These 11 mit Angabe der Fachkenntnis der Befragten (FK1 = hohe Fachkenntnis ... FK5 = geringe Fachkenntnis).....	298
Abbildung 8.10:	Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 3	300
Abbildung 8.11:	Verteilung der Mittelwerte der Einschätzung von These 13 nach Land geordnet. In der Darstellung sind Länder mit drei oder mehr Teilnehmern erfasst.	301
Abbildung 8.12:	Zusammenhang zwischen den Bewertungen von These 18 und der Fachkompetenz der Experten	303
Abbildung 8.13:	Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 4	305
Abbildung 8.14:	Differenzierung der Antworten zu These 21 nach Fachkompetenz der Befragten (FK1 = hohe Fachkenntnis ... FK5 = geringe Fachkenntnis) ...	305
Abbildung 9.1:	Anteil der gemäß der Kommunalen Abwasserbehandlungsrichtlinie zu behandelnden Abwassermenge (aus Kläranlagen >2.000EW), die einer zusätzlichen Nährstoffeliminierung unterworfen wird	313
Abbildung 9.2:	Relative Bedeutung verschiedener Entsorgungswege für Klärschlamm in ausgewählten EU-Staaten im Jahr 2005 (Eurostat in EUWID, 2010).....	316
Abbildung 9.3:	Klärschlammaufkommen aus öffentlicher Abwasserbehandlung in der EU-27 im Jahr 2005 (in 1000 t) (Eurostat in EUWID, 2010).....	316
Abbildung 9.4:	Beobachteter und erwarteter Preis für Phosphorsäure (in €/kg P) für den Zeitraum 2005 bis 2030 (FERTILIZER INTERNATIONAL 2011; SARTORIUS und VON HORN, 2008 und eigene Berechnungen).....	321
Abbildung 9.5:	Kostendegressionen und Break-even-Punkte für verschiedene, kostengünstigere Verfahren der P-Rückgewinnung.....	323
Abbildung 9.6:	Schematische Darstellung der Nutzung von Nischenmärkten zur Senkung der Kosten des P-Recyclings	329
Abbildung 9.7:	Internationaler Vergleich der Anzahl der Konferenzbeiträge in Vancouver 2009 und der News Group-Mitglieder der CEEP-Webseite (Stand: März 2010)	330

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1:	Umrechnungsfaktoren für Phosphatgehalte (HOFFMANN et al., 1983).....	22
Tabelle 3.2:	Weltweite Phosphatreserven (US Bureau of Mines, 2001 in FAO, 2004)...	24
Tabelle 3.3:	Bevölkerung (in Mio.) und Einkommen (Anteil weltweit) im Jahr 2006 sowie jährlicher Anstieg von Bevölkerung und Einkommen in ver- schiedenen 10-Jahresperioden (jeweils in %) (OECD/FAO, 2007).....	28
Tabelle 3.4:	Entwicklung des Phosphatverbrauchs (in 1.000 t P ₂ O ₅) in der Land- wirtschaft im Zeitraum 1999 bis 2006.....	32
Tabelle 3.5:	Höhe (in Mio. Tonnen N, P ₂ O ₅ und K ₂ O) und durchschnittlicher jährlicher Anstieg (in %) des Düngemittelbedarfs bis 2030 für verschiedene Anbaukulturen und Weltregionen (FAO, 2000)	33
Tabelle 3.6:	Veränderung des Nährstoffverbrauchs (in 1000 t Phosphat (P ₂ O ₅)) nach Sorten differenziert im Zeitraum 1997 bis 2006 (BMVEL, 2007).....	34
Tabelle 3.7:	Veränderung des flächenspezifischen Düngereinsatzes im Zeitraum 1997 bis 2006 (kg pro ha Anbaufläche) (BMELV, 2007).....	34
Tabelle 3.8:	Verwendung von Phosphaten (in 1.000 t P ₂ O ₅) in verschiedenen Anwendungsbereichen und Regionen im Jahr 2006.....	39
Tabelle 3.9:	Veränderung nicht in der Landwirtschaft verwendeter Phosphatmengen (in 1000 t P ₂ O ₅) im Zeitraum 1999 bis 2006.....	40
Tabelle 3.10:	Nach Regionen gegliederte Weltproduktion von Rohphosphat (in 1.000 t P ₂ O ₅) (IFA, 2007)	43
Tabelle 3.11:	Frachtkosten für Phosphorsäure im 1. Quartal 2003 (in US\$/t)	49
Tabelle 3.12:	Grenzwerte für Kadmium in Düngemittel und deren Ausgangsstoffen (DÜMV, 2009).....	50
Tabelle 3.13:	Schwermetallgehalte in Rohphosphaten (ALBRIGHT & WILSON, interne Daten zitiert in DULEY (2001))	51
Tabelle 3.14:	Ausgaben der deutschen Landwirtschaft für Handelsdünger (in Mio. €) (BMVEL, 2007).....	59
Tabelle 4.1:	Auflistung der Stoffströme der Gesamtbilanz.....	70
Tabelle 4.2:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Phosphorindustrie (GETHKE, 2011)	72
Tabelle 4.3:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Düngemittelindustrie (GETHKE, 2011)	74
Tabelle 4.4:	Importierte und exportierte Lebensmittelgruppen und deren Phosphor- gehalt (CEEP, 2009; EFMA, 2000; DESTATIS, 2010d)	76
Tabelle 4.5:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Nahrungsmittelindustrie (GETHKE, 2011)	77
Tabelle 4.6:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Futtermittelindustrie (GETHKE, 2011)	79
Tabelle 4.7:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Detergentienindustrie (GETHKE, 2011)	80

Tabelle 4.8:	Importierte und exportierte Gruppen der Detergentienindustrie und deren Phosphorgehalt (CEEP, 2009; IKW, 2006a; DESTATIS, 2010d).....	81
Tabelle 4.9:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Sonstige Industrie (GETHKE, 2011)	82
Tabelle 4.10:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion (GETHKE, 2011).....	84
Tabelle 4.11:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Tierhaltung (GETHKE, 2011).....	87
Tabelle 4.12:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Biogasproduktion (GETHKE, 2011)	88
Tabelle 4.13:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Haushalte (GETHKE, 2011)...	90
Tabelle 4.14:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Abwasserreinigung (GETHKE, 2011).....	92
Tabelle 4.15:	In- und Outputströme des Prozessaggregats Abfallentsorgung (GETHKE, 2011).....	94
Tabelle 4.16:	Überprüfung der Gesamtbilanz	96
Tabelle 5.1:	Kurzcharakterisierung der untersuchten Produkte des P-Recyclings	98
Tabelle 5.2:	Zuordnung der Ausgangsstoffe zu den entsprechenden Endprodukten des P-Recyclings.....	99
Tabelle 5.3:	Physikalische und chemische Eigenschaften der Ausgangsböden.....	100
Tabelle 5.4:	Versuchsaufbau und Versuchsvarianten.....	107
Tabelle 5.5:	pH-Werte der untersuchten Produkte des P-Recyclings gemessen in CaCl ₂	113
Tabelle 5.6:	Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) ausgewählter Schadelemente der Basissubstrate sowie mittlere Klärschlammgehalte nach KÖRDEL et al. (2007) und mittlere Gehalte für Klärschlammaschen nach PETZET und CORNEL (2010).....	115
Tabelle 5.7:	Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) ausgewählter Schadelemente der Produkte des P-Recyclings sowie Einordnung nach DüMV (2009) ...	116
Tabelle 5.8:	P-Sättigung des Versuchsansatzes 2008/2009 in % („*“ markiert signifikanten Unterschied zur 0-Kontrolle).....	139
Tabelle 5.9:	P-Sättigung des Versuchsansatzes 2009/2010 in % („*“ markiert signifikanten Unterschied zur 0-Kontrolle).....	139
Tabelle 5.10:	Anteile der P-Bidungsformen in %.....	140
Tabelle 5.11:	Summen-Transferfaktoren TF _Σ ausgewählter Schwermetalle für Erst- und Nachfrucht (EF, NF) in den drei Versuchsreihen (VR) auf Sand- und Lehmboden, * EF und NF signifikant verschieden, ** Produkt signifikant verschieden zur TSP-Variante.....	153
Tabelle 5.12:	Mittlere Perkolatkonzentration bei pH 5 [µg/L] und Prüfwert nach BBODSCHV (2009).....	156
Tabelle 5.13:	Siebdurchgang der untersuchten Produkte bei 0,63 mm und 0,063 mm in % der Gesamtmasse	157

Tabelle 5.14:	Gewichtszunahme der Produkte bei vierwöchiger Lagerung	158
Tabelle 6.1:	Finanzmathematische und allgemeine Vorgaben	165
Tabelle 6.2:	Spezifische Preise für Personal sowie eingesetzte Betriebsmittel und Reststoffentsorgungskosten.....	166
Tabelle 6.3:	Durchschnittliche Phosphorgehalte verschiedener Stoffströme.....	167
Tabelle 6.4:	Annahmen zur Bemessung des PHOXNAN-Prozesses	169
Tabelle 6.5:	Investitions- und Kapitalkosten (PHOXNAN)	169
Tabelle 6.6:	Betriebskosten (PHOXNAN)	170
Tabelle 6.7:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (PHOXNAN).....	171
Tabelle 6.8:	Kostenzusammenstellung inkl. Einsparungen (PHOXNAN)	171
Tabelle 6.9:	Sensitivitätsanalyse inkl. Einsparungen, Zinssatz (PHOXNAN).....	173
Tabelle 6.10:	Sensitivitätsanalyse mit Einsparungen, Preissteigerung (PHOXNAN).....	173
Tabelle 6.11:	Annahmen zur Bemessung des P-RoC-Prozesses	175
Tabelle 6.12:	Investitions- und Kapitalkosten (P-RoC, kommunal).....	175
Tabelle 6.13:	Betriebskosten (P-RoC, kommunal).....	176
Tabelle 6.14:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (P-RoC, kommunal)	176
Tabelle 6.15:	Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (P-RoC, kommunal).....	177
Tabelle 6.16:	Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (P-RoC, kommunal).....	178
Tabelle 6.17:	Annahmen zur Berechnung des FIX-Phos-Verfahrens	180
Tabelle 6.18:	Investitions- und Kapitalkosten (FIX-Phos)	180
Tabelle 6.19:	Betriebskosten, Variante 1 (FIX-Phos).....	181
Tabelle 6.20:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung, Variante 1 (FIX-Phos)	181
Tabelle 6.21:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung, Variante 2 (FIX-Phos)	182
Tabelle 6.22:	Kostenveränderung der produktspezifischen Kosten bei unterschiedlichen Kläranlagengrößen mit und ohne Preissteigerung (FIX-Phos)	183
Tabelle 6.23:	Sensitivitätsanalyse, Zinssatz Variante 1, 100.000 E (FIX-Phos)	184
Tabelle 6.24:	Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung Variante 1, 100.000 E (FIX-Phos)..	184
Tabelle 6.25:	Annahmen zur Berechnung des SESAL-Phos-Verfahrens	186
Tabelle 6.26:	Investitionskosten- und Kapitalkosten (SESAL-Phos).....	186
Tabelle 6.27:	Betriebskosten (SESAL-Phos)	187
Tabelle 6.28:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (SESAL-Phos).....	187
Tabelle 6.29:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung unter Einbeziehung der Einsparungen (SESAL-Phos).....	188

Tabelle 6.30:	Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (SESAL-Phos)	189
Tabelle 6.31:	Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (SESAL-Phos).....	190
Tabelle 6.32:	Annahmen zur Bemessung des PASCH-Prozesses	192
Tabelle 6.33:	Investitions- und Kapitalkosten (PASCH)	192
Tabelle 6.34:	Betriebskosten (PASCH).....	193
Tabelle 6.35:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (PASCH).....	193
Tabelle 6.36:	Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (PASCH).....	195
Tabelle 6.37:	Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (PASCH)	195
Tabelle 6.38:	Vergleich der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren	196
Tabelle 6.39:	Vergleich der Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlamm (FIX-Phos, PHOXNAN).....	198
Tabelle 6.40:	Vergleich der Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammasche (PASCH, SESAL-Phos).....	198
Tabelle 6.41:	Annahmen zur Bemessung des Prozesses Aufschluss von Klärschlammasche	201
Tabelle 6.42:	Investitions- und Kapitalkosten (Aufschluss von Klärschlammasche).....	201
Tabelle 6.43:	Betriebskosten (Aufschluss von Klärschlammasche).....	202
Tabelle 6.44:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (Aufschluss von Klärschlammasche).....	202
Tabelle 6.45:	Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (Aufschluss von Klärschlammasche).....	203
Tabelle 6.46:	Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (Aufschluss von Klärschlamm- asche).....	204
Tabelle 6.47:	Annahmen zur Bemessung des direkten Aufschlusses von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung	205
Tabelle 6.48:	Investitions- und Kapitalkosten (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung).....	205
Tabelle 6.49:	Betriebskosten (Direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung).....	206
Tabelle 6.50:	Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)	206
Tabelle 6.51:	Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung).....	207
Tabelle 6.52:	Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (direkter Aufschluss mit Schwer- metallentfrachtung).....	208
Tabelle 6.53:	Betrachtete Wirkungskategorien und dazu zugeordnete Sachbilanz größen	213
Tabelle 6.54:	Gesamtemissionen und -verbräuche in der Bundesrepublik Deutschland umgelegt auf einen Einwohner (Einwohnerdurchschnittswert, EDW) sowie Bewertungsvorschlag des UBA zur ökologischen Bedeutung	215
Tabelle 6.55:	Angenommene Zusammensetzung des Klärschlammes	224

Tabelle 6.56:	Lebenswegdaten für mineralische P-Düngern (Berechnungen des IFEU).....	225
Tabelle 6.57:	Schwermetallgehalte von mineralischen P-Düngern (Ableitung des IFEU anhand verschiedener Datenbasen).....	225
Tabelle 6.58:	Methodik zur Bestimmung des Ein-Indikators	245
Tabelle 7.1:	Phosphorreiche Stoffströme (GETHKE, 2011).....	249
Tabelle 7.2:	Szenarien und Potenziale zur Phosphorrückgewinnung in Deutschland ..	260
Tabelle 7.3:	Rückgewinnbare Phosphormengen in Deutschland inkl. Wirkungsgrade der verschiedenen Techniken.....	261
Tabelle 7.4:	Monoklärschlammverbrennungsanlagen in Deutschland mit Durchsatz und Phosphorrückgewinnungspotenzial (verändert, nach LEHRMANN, 2010a).....	262
Tabelle 7.5:	Konzept 1: Standorte von Monoklärschlammverbrennungs- mit integrierten Phosphorrückgewinnungsanlagen	263
Tabelle 7.6:	Konzept 3: Standorte von Monoklärschlammverbrennungs- mit integrierten Phosphorrückgewinnungsanlagen	266
Tabelle 7.7:	Deckung des Phosphorinlandabsatzes nach Bundesländern.....	268
Tabelle 7.8:	Deckung des Phosphorinlandabsatzes mit den Sekundärphosphaten für Deutschland	268
Tabelle 7.9:	Investitionskosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland	269
Tabelle 7.10:	Jahreskosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland	269
Tabelle 7.11:	Produktspezifische Kosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland	270
Tabelle 8.1:	Bewertung der Verfahren zur Phosphatrückgewinnung.....	283
Tabelle 8.2:	Teilnehmer der Expertenbefragung sortiert nach Anzahl pro Land.....	292
Tabelle 9.1:	Aufbau von P-Rückgewinnungskapazitäten auf Basis des FIX-Phos-Verfahrens und daraus resultierende Differenzkosten	325
Tabelle 9.2:	Aufbau von P-Rückgewinnungskapazitäten auf Basis des PASCH-Verfahrens und daraus resultierende Differenzkosten	326
Tabelle 9.3:	Aufbau von P-Rückgewinnungskapazitäten auf Basis des Ash Dec-Verfahrens und daraus resultierende Differenzkosten	327

1 Zusammenfassung

Das Projekt PhoBe „Phosphorrecycling - Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland“ ist in die BMBF/BMU Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ mit dem Ziel eingegliedert, die Ergebnisse der einzelnen Projekte innerhalb der Förderinitiative zu verknüpfen und vergleichend zu bewerten.

Das PhoBe Projekt ist in sieben Arbeitspakete unterteilt, deren Ergebnisse im Folgenden zusammengefasst dargestellt werden.

Analyse der Preisentwicklung für Phosphat

Ein entscheidender Faktor für die Wirtschaftlichkeit und damit die Verbreitung von Verfahren des P-Recyclings aus phosphatreichen Abfallprodukten wie z. B. Abwasser und Klärschlamm ist die Preisentwicklung von Rohphosphat bzw. daraus hergestellter Phosphorsäure. Um eine Abschätzung der Preisentwicklung dieser Stoffe bis zum Jahr 2030 vorzunehmen, wurde der methodische Ansatz gewählt, Angebot und Nachfrage und ihre jeweiligen Entwicklungen einer getrennten Analyse zu unterziehen und beide anschließend zur Ableitung der Preisentwicklung zusammenzuführen. Diese auf der Grundlage von Fundamentaldaten bestimmte Preisentwicklung stellt insofern ein unteres Limit dar, als der Preis jederzeit aufgrund von Kapazitätsengpässen und Spekulation die berechnete Preisentwicklung überschreiten kann. Eine längerfristige Unterschreitung des Limits ist hingegen unwahrscheinlich. Als Referenz für den Preis von Phosphat aus alternativen, neuen Gewinnungsverfahren ist diese Preisanalyse besonders gut geeignet, weil sie sicherstellt, dass die neuen Verfahren dann längerfristig konkurrenzfähig sind, wenn der Preis ihrer Produkte den der mineralischen Rohstoffe nicht überschreitet.

Der primäre, durch die Aufbereitung von Phosphaterz gewonnene Rohstoff ist Rohphosphat, das in dieser Form jedoch nur in geringem Umfang als Düngemittel zum Einsatz kommt. Der Hauptrohstoff für die Düngemittelherstellung wie auch für alle anderen Verwendungsbereiche ist Phosphorsäure, die zur Steigerung der Wertschöpfung in den Ursprungsländern oft schon in der Nähe der Phosphatminen aus Rohphosphat gewonnen wird. Vom gesamten geförderten Phosphat finden letztlich mehr als 90% in der Landwirtschaft Verwendung. Der verbleibende Rest fließt zur Hälfte in die Herstellung von Seifen und Detergenzien; andere wichtige Verwendungszwecke sind die Herstellung von Lebensmitteln, Getränken und Zahnpasta, die Behandlung von Wasser sowie im Rahmen industrieller Prozesse vor allem die Oberflächenbehandlung von Stählen.

Wegen der überragenden Bedeutung des Düngemittelbedarfs in der Landwirtschaft wurden hinsichtlich der Entwicklung der gesamten, weltweiten Phosphatnachfrage zwei Szenarien unterschieden, die zukünftig von verschiedenen Steigerungsraten der landwirtschaftlichen Produktion ausgehen. Im Szenario „Business as usual“ (BAU) wurde auf der Grundlage der

historischen Entwicklung und in Anlehnung an die Vorhersagen der Food and Agricultural Organization der UN und der International Fertilizer Industry Association bis zum Jahr 2030 ein Anstieg des Düngemittelbedarfs um jährlich knapp 1%, insgesamt also etwa 22% angenommen. Alternativ wurde im Szenario „Biofuels“ der Möglichkeit Rechnung getragen, dass durch die verstärkte Produktion landwirtschaftlicher Produkte zur Herstellung von Biokraftstoffen auch der Düngemittelbedarf stärker ansteigt. Für diesen Fall wurde ein jährlicher Anstieg von knapp 2% und insgesamt bis 2030 ein Zuwachs von knapp 43% unterstellt.

Da das Element Phosphor als pflanzlicher und tierischer Nährstoff unverzichtbar ist und Rohphosphat bzw. Phosphorsäure essentielle Rohstoffe der Düngerherstellung darstellen, ist bei einem Preisanstieg nur von einem geringen Nachfragerückgang bzw. einer geringen Elastizität auszugehen. Ähnliches gilt im Wesentlichen auch für die industriellen Verwendungsbereiche von Phosphat. Grundsätzlich kann die Substanz hier zwar in den meisten Fällen substituiert werden, dies würde allerdings häufig die mit hohem Aufwand verbundene Umstellung von Prozessen oder Formulierungen erfordern, die folglich nur im Fall sehr starker Preisanstiege erfolgen dürfte. Folglich würde die Preisentwicklung auf einem Wettbewerbsmarkt in erster Linie von der Kostenentwicklung der Anbieter abhängen. Im vorliegenden Bericht wurde diese Kostenentwicklung auf der Grundlage der aktuellen Struktur der Produktionskosten sowie Annahmen über die Erhöhung dieser Kosten durch die Erschöpfung leicht zugänglicher Lagerstätten, höherer Umweltschutzanforderungen sowie der zunehmenden Notwendigkeit der Entfernung unerwünschter Begleitstoffe (Cadmium, Uran) abgeschätzt. Aufgrund der weltweit, vor allem aber in Südostasien, steigenden Nachfrage ist außerdem davon auszugehen, dass sich der Wettbewerb auf den Märkten für Rohphosphat und Phosphorsäure in Zukunft verschärfen wird. Es werden also mittel- und längerfristig Preise realisiert, die über die aktuellen Kosten hinaus mindestens eine Gewinnmarge von bis zu 10% umfassen. Eine auf dieser Basis durchgeführte Preisprognose ergibt für das Jahr 2030 Rohphosphatpreise von 97 US\$ pro Tonne im BAU-Szenario und 114 US\$ pro Tonne in Biofuels-Szenario. Die zusätzlich dazu durchgeführte Analyse der Preisentwicklung von Phosphorsäure gelangt für das Jahr 2030 zu Prognosen von 660 US\$ pro Tonne im BAU-Szenario und 760 US\$ pro Tonne im Szenario „Biofuels“. Über diese kostenbasierten Preistrends hinaus kann es, wie in den Jahren 2007/2008 geschehen, durch tatsächliche oder antizipierte Kapazitätsengpässe zu Preissteigerungen kommen, die um ein Mehrfaches über der berechneten Entwicklung liegen, aber aller Voraussicht nach nur temporär sein werden.

Ermittlung und Bilanzierung der zur Phosphorrückgewinnung geeigneten Stoffströme in Deutschland

Die Bilanzierung der zur Phosphorrückgewinnung geeigneten Stoffströme bildet die Grundlage für das im weiteren Projektverlauf zu erstellende Phosphorrückgewinnungskonzept. Zur Durchführung der Stoffstromanalyse wurde als Betrachtungsraum das Staats-

gebiet der Bundesrepublik Deutschland festgelegt. Die Systemgrenzen wurden funktional bestimmt und trennen einerseits die Technosphäre von der Ökosphäre, andererseits Deutschland vom Ausland. Unter Technosphäre werden Prozessaggregate von Produktion, Verbrauch und Entsorgung und unter Ökosphäre die Atmosphäre, die Hydrosphäre und der Boden verstanden. Die Prozessaggregate wurden so gewählt, dass sie auf dem Pfad des Phosphors als Nährstoff liegen und Auswirkungen auf Abwasser und Abfall haben. Die relevanten Prozessaggregate lassen sich grob in Industrie, Landwirtschaft, Haushalte sowie Abwasser- und Abfallbehandlung gliedern. Zwölf für die Bilanz relevante Prozessaggregate wurden ermittelt, wobei sechs der Industrie, drei der Landwirtschaft und zwei der Abwasser- und Abfallbehandlung zugeordnet sind. Das zwölfte Aggregat wird durch die Haushalte in Deutschland gebildet.

Im Bereich der Industrie handelt es sich um die Aggregate Phosphor- und Düngemittelindustrie, Nahrungs- und Futtermittelindustrie, Detergentienindustrie sowie die sonstige Industrie. Unter die sonstige Industrie fallen alle noch nicht genannten Industriezweige, die Phosphorverbindungen in einer relevanten Menge nutzen bzw. bei denen phosphorhaltige Abwässer oder Abfälle anfallen. Hierunter gehören beispielsweise die Metallindustrie, da dort Phosphorverbindungen zur Oberflächenbehandlung genutzt werden, in Teilen die Kunststoffindustrie und die Industrien, die feuerfeste Produkte bzw. Flammschutzprodukte herstellen. Im Bereich der Landwirtschaft bilden die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion und die landwirtschaftliche Tierhaltung sowie die Biogasproduktion die relevanten Prozessaggregate. Ein weiteres wichtiges Aggregat bilden die Haushalte in Deutschland. Die beiden letzten Prozessaggregate sind zum einen die kommunale und industrielle Abwasserreinigung und zum anderen die Abfallentsorgung.

Außerhalb des Bilanzraums sind drei Aggregate festgelegt. Sowohl der Import von phosphorhaltigen Stoffströmen als auch der Export bilden relevante Größen in der Bilanz. Des Weiteren wird die Hydrosphäre einbezogen. Die Atmosphäre spielt bei der Phosphorbilanz keine Rolle, da Phosphor nur in festen oder flüssigen Verbindungen vorliegen kann. Neben den Prozessaggregaten wurden fünf Lager festgelegt. Während bei Prozessaggregaten sowohl Input- als auch Outputströme ermittelt werden können, werden in einem Lager hineingehende Stoffströme gespeichert und nicht mehr durch einen Outputstrom einem Prozessaggregat zur Verfügung gestellt. Sowohl die Speicherung von Phosphor im Boden als auch im Menschen stellen jeweils ein Lager dar. Ebenfalls werden langlebige Produkte als Lager angesehen. Die letzten beiden Lager werden durch Abfälle der Düngemittelindustrie, die vor Ort auf Halden gelagert werden, und durch Deponien, in denen letztendlich alle weiteren phosphorhaltigen Abfälle abgelagert werden, gebildet. Insgesamt wurden 28 Stoffströme ermittelt, von denen einige nochmals unterteilt wurden.

Jährlich werden 535.963 Mg Phosphor nach Deutschland importiert und verarbeitet. Ca. 35% des importierten Phosphors wird in die Phosphorindustrie geleitet und ca. 74% davon wird in der Düngemittelindustrie weiter verarbeitet. Zur Phosphorrückgewinnung zur Verfügung, stehen die wässrigen Stoffströme der kommunalen und industriellen Abwasserreinigung

sowie die Stoffströme der Klärschlammbehandlung. Der landwirtschaftlich verwertete Klärschlamm trägt heute bereits zur Kreislaufführung und Ressourcenschonung bei.

Wirtschaftsdünger und Abfälle aus der Biogasproduktion werden größtenteils als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt, wodurch auch hier eine Kreislaufführung gewährleistet ist. Eine Rückgewinnung des Phosphors aus diesen Stoffströmen würde aus Sicht einer Volumenreduzierung bzw. Aufkonzentrierung Sinn ergeben und somit zu einer Ersparnis an Transportkosten beitragen.

Untersuchungen der in der Förderinitiative erzeugten Produkte

Die in der Förderinitiative erzeugten Produkte wurden nach den Vorgaben der Düngemittelverordnung und Bundesbodenschutzverordnung bewertet und verglichen. Das Hauptziel der Untersuchungen war die Analyse der Düngewirkung durch Untersuchungen der Löslichkeit der gestesteten Produkte sowie ihre Wirkung auf Boden und Pflanzen in Gefäßversuchen, eine Analyse von möglichen schädlichen Wirkungen durch Untersuchung der Schadstoffgehalte, der Schadstoffverfügbarkeit und der Aufnahme in die Pflanze sowie die Betrachtung der technischen Produktqualität.

Die Pflanzenversuche wurden im interdisziplinären Forschungszentrum (IFZ) der Justus-Liebig-Universität in Gießen durchgeführt. Ausgeführt wurden die Versuche in einer Klimakammer im Gewächshaus bei einem künstlichen Tag-Nachtrhythmus von 16h zu 8h und einer Mindest-Lichtintensität von 10 Kilolux. Die Temperatur betrug tagsüber mindestens 25°C, nachts wurde auf 20°C reduziert. Die Versuche erfolgten in Mitscherlichgefäßen mit einem Fassungsvermögen von 6 kg Bodenmaterial.

Die Gefäße wurden gedüngt, um eine grundlegende Nährstoffversorgung zu gewährleisten und andere Mangelercheinungen weitestgehend auszuschließen. Als Kontrolle zu den Sekundärphosphaten dienten schlecht pflanzenverfügbares Rohphosphat, ein gut verfügbares Tripel-Superphosphat sowie eine ungedüngte Kontroll-Variante. Jede Versuchsvariante erfolgte in vierfacher Wiederholung. Insgesamt wurden die Maiskörner auf drei unterschiedlichen Böden (Lehmboden I, II und Sandboden) eingesät.

Die Untersuchungsergebnisse machen deutlich, dass die geprüften phosphorhaltigen Sekundärrohstoffe durchaus als gleichwertige Alternative zu handelsüblichen Mineraldüngern, wie z. B. Triple-Superphosphat (TSP), angesehen werden können. Im Vergleich zu den Ausgangsklärschlämmen und -aschen konnten im Rahmen der Herstellungsverfahren die Phosphorgesamtgehalte stark aufkonzentriert werden. Wie die Betrachtung der Schadeinheiten je kg Phosphor zeigte, kam es im Zuge der Behandlungen in den Düngersubstraten gleichzeitig zu einer erheblichen Reduktion der Schwermetallgehalte. Trotzdem variieren die Testsubstrate herstellungsbedingt stark in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften. Die rückgewonnenen Substrate liegen hierbei hauptsächlich in Form von sekundären oder tertiären Calcium-Phosphaten, Magnesium- oder Magnesiumammoniumphosphaten vor. Eine Rückgewinnung als Aluminiumphosphate ist ebenfalls möglich.

Generell sind thermisch produzierte von nasschemisch hergestellten Produkten zu unterscheiden.

Mit Ausnahme der geprüften Aluminium-Phosphate zeigen die thermisch gewonnenen Produkte gegenüber den nasschemisch hergestellten P-Düngern insgesamt eine geringere Schwermetall-Entfrachtung, da die zugegebenen Chloride mit den Eisenoxiden in der Asche reagieren und die Schwermetall-Chloridkomplexe so instabiler sind und nicht vollständig aus der Gasphase ausgedampft werden können. Die thermisch hergestellten Testsubstrate Ash Dec 2008 und 2009 sowie das Produkt BAM zeigen somit kennzeichnungspflichtige Schwermetallgehalte bzw. Grenzwertüberschreitungen nach DÜMV für die Elemente Nickel und Arsen.

Die beiden Aluminiumphosphate erscheinen nach der DÜMV zunächst als ungeeignet zur Phosphordüngung, da sie die zulässigen Grenzwerte für Kupfer und Zink weit überschreiten und für Cadmium kennzeichnungspflichtig werden (Grenzwerte für Wirtschaftsdünger). Darüber hinaus zeigen sie bezogen auf den Phosphorgesamtgehalt für alle betrachteten Schwermetalle besonders hohe Verfügbarkeiten der organisch sorbierten und leicht löslichen Elementgehalte. Eine Phosphor-Düngung mit diesen Sekundärrohstoffen würde somit mit einem erhöhten Eintrag von Schadelementen in den Boden einhergehen. Allerdings weist auch der getestete TSP-Referenzdünger teils hohe Schwermetallgehalte auf und unterliegt somit der Kennzeichnungspflicht für Nickel und Cadmium. Die Verfügbarkeit des hoch toxischen Elements Cadmium übersteigt darüber hinaus bei weitem die verfügbaren Gehalte in allen hier untersuchten phosphorhaltigen Sekundärrohstoffe. Vor dem Hintergrund der zunehmend verunreinigten Phosphaterzlagerstätten ist diese Problematik allgemein bekannt und Gegenstand gegenwärtiger wissenschaftlicher Diskussionen.

Der Schwermetall-Transfer vom Boden in die Versuchspflanzen wurde anhand von Summen-Transferfaktoren der Elemente Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium und Blei ermittelt. Entsprechend dem Löslichkeitsverhalten der ausgewählten Schwermetalle, deren Mobilität mit zunehmender Bodenversauerung ansteigt, ist der Schwermetall-Transfer auf Sandboden höher, als auf Lehmboden. Durch den Element-Entzug der Versuchspflanzen in der Erstfrucht zeigen sich in den Nachfruchtversuchen geringere Transferfaktoren. Die Höhe des Schwermetall-Transfers vom Boden in die Pflanze ist düngerspezifisch und hängt somit ebenfalls vom Herstellungsprozess ab. Die Transferfaktoren der TSP-Referenz sind zwar meist geringer, als die der geprüften Sekundärrohstoffe, aufgrund der hohen Standardabweichungen in den Versuchswiederholungen sind die Unterschiede jedoch nicht statistisch signifikant. Die Variation der TSP-Transferfaktoren innerhalb der einzelnen Versuchsreihen ist schwer nachvollziehbar, könnte neben den abweichenden Wiederholungen allerdings auf einer inhomogenen Zusammensetzung des Analysematerials beruhen.

Die Belastung mit Organika ist bei allen Produkten gering und unterschreitet vorhandene bzw. diskutierte Grenzwerte deutlich. Dies ist ein besonderer Vorteil der Recyclate,

unabhängig von ihrer Herstellungsform, gegenüber der direkten Verwendung von Klärschlämmen, die meist weit höhere Organikabelastungen aufweisen.

Die Löslichkeit der getesteten Produkte liegt bei unterschiedlichen Extraktionsmitteln meist unterhalb der Löslichkeit von TSP. Besonders die Wasserlöslichkeit ist niedrig und macht die Produkte ungeeignet für einen Einsatz zur kurzfristigen Behebung eines P-Mangels. Zur Grund-, bzw. Erhaltungsdüngung sind die Produkte jedoch geeignet.

Die Wirkung auf Parameter der P-Versorgung ist meist positiv, jedoch treten starke Unterschiede zwischen den Produkten in den beiden Versuchsböden auf. Während auf dem Lehmboden nahezu alle Produkte zu einer signifikanten Steigerung von P_{CAL} führen, ist dies auf dem Sandboden nur bei einigen Produkten (z.B. PASCH I, P-RoC 2008 und 2009) zu beobachten. In geringerem Umfang erhöhen die getesteten Produkte die P-Konzentration in der Bodenlösung (P_{10}), was auf den geringen wasserlöslichen P-Anteil zurückzuführen ist und die geringe Eignung als sofortwirksamer Dünger untermauert.

Die Ertragswirkung der geprüften Stoffe ist vergleichbar mit dem Ertrag des TSP-Referenzdüngers. Die Dünger weisen jedoch herstellungsbedingte Unterschiede auf den beiden verschiedenen Bodentypen auf. Anders als die meisten handelsüblichen Mineraldünger zeigen die einzelnen phosphorhaltigen Sekundärrohstoffe unterschiedlich hohe molare Stoffanteile zwischen den untersuchten Schwermetallen und Phosphor. Insbesondere das molare Verhältnis zwischen Eisen und Aluminium zu Phosphor hat großen Einfluss auf das Sorptionsverhalten der Dünger-Phosphate im Boden. Die Sorptionseigenschaften der Phosphate mit den Schwermetallen sind darüber hinaus stark pH-Wert abhängig. Aufgrund der unterschiedlichen Stoffzusammensetzung der einzelnen Düngerpräparate variieren die Ertragswirkungen der Testsubstrate daher sowohl untereinander stark, als auch in der Erst- und Nachfruchtwirkung der P-Recyclingprodukte auf den beiden Bodentypen. Allgemein scheinen die meisten Produkte vor allem über eine gute nachhaltige Düngewirkung zu verfügen. Im Vergleich zum TSP-Dünger ergeben sich vor allem geringere Erträge in der Erstfrucht. Die Nachfruchtwirkung der Testsubstrate führt für einzelne Produkte hingegen zu einem erheblichen Mehrertrag gegenüber dem Triple-Superphosphat. Besonders auf Lehmboden zeigen die magnesiumhaltigen Sekundärdünger sehr gute Ertragswirkungen. In früheren Veröffentlichungen beschriebene verminderte Ertragswirkung von Ca-Phosphaten gegenüber TSP-Mineraldüngern konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht bestätigt werden.

In nachfolgenden oder wiederholenden Versuchen sollten die chemischen und physikalischen Eigenschaften bei der Auswahl der Versuchsböden stärker berücksichtigt werden. Der eingesetzte Sandboden verfügte für das Versuchsvorhaben nicht über optimale Eigenschaften. Der Sandboden zeigte extrem hohe Sandanteile (Reinsand), was die Sorption von Phosphaten aufgrund fehlender Tonanteile vermutlich stark herabsetzte. Ferner war der Sand stark humos, was die Sorptionsfähigkeit des Bodens ebenfalls stark

beeinflusst. Die P-Sorption und -Verfügbarkeit aus organischen Bodenbestandteilen wurde im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht berücksichtigt. Dies wäre in zukünftigen Untersuchungen durchaus von Vorteil. Mit einem pH-Wert von 4,7 war der Sandboden zudem stark sauer. Unter ackerbaulicher Nutzung hätte eine Aufkalkung stattgefunden, was zu einer veränderten Bodenreaktion und dadurch bedingt zu einer anderen P-Versorgung und P-Düngewirkung geführt hätte.

Trotz der beschriebenen Umstände führten die Versuche zu guten Ergebnissen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die getesteten phosphorhaltigen Sekundärrohstoffe gegenwärtig durchaus als Ersatz oder Alternative zu Mineräldüngern verwendet werden können. Eine weitere Prozessoptimierung hinsichtlich einer konstanten Qualität der phosphorhaltigen Düngerprodukte wäre wünschenswert.

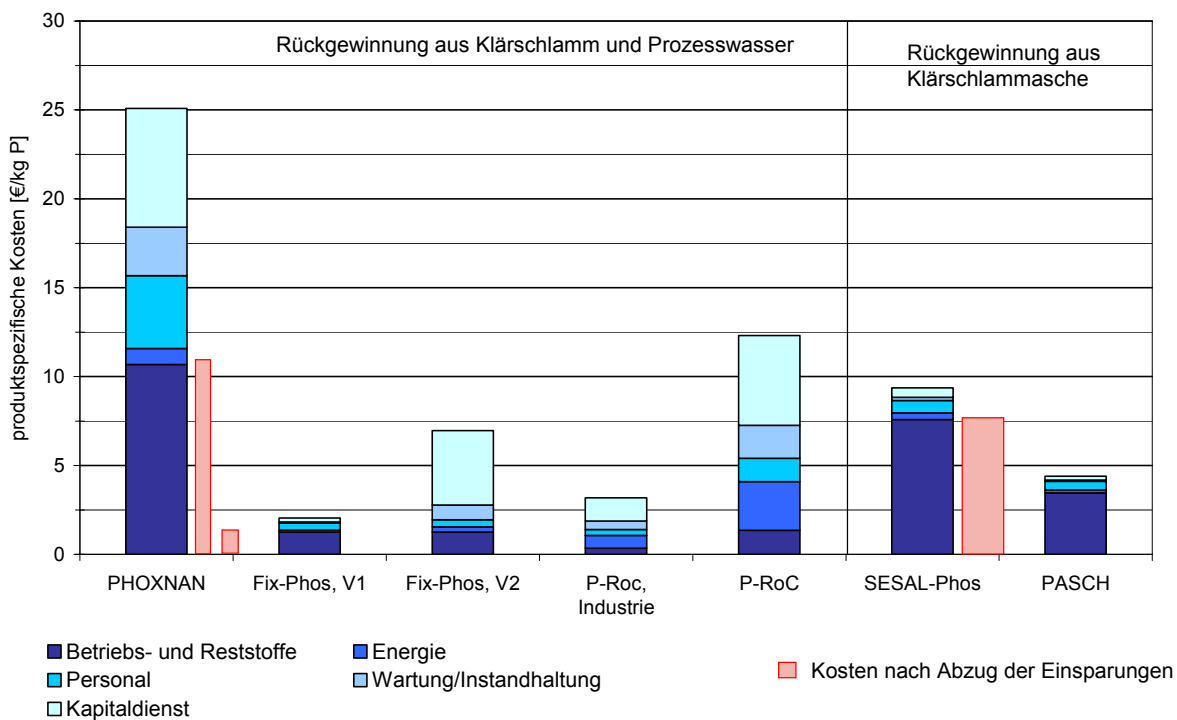
Kostenabschätzung und ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren

Es wurde für verschiedene Verfahren (PHOXNAN, Fix-Phos, P-RoC, SESAL-Phos, PASCH, Aufschluss von Klärschlammasche mit und ohne Schwermetallentfrachtung), die im Rahmen der Förderinitiative entwickelt wurden, eine Kostenabschätzung durchgeführt, um die Wirtschaftlichkeit der Verfahren zu ermitteln. Da die Verfahren zur Phosphorrückgewinnung teilweise im labor- und halbtechnischen Maßstab untersucht wurden, konnte bei der Ermittlung der Kosten für eine großtechnische Umsetzung lediglich eine Kostenabschätzung vorgenommen werden. Die Investitionskosten wurden in Nettosummen, auf Basis von Literaturangaben, Preisanfragen und Erfahrungswerten ermittelt. Für die Ermittlung der Chemikalienkosten wurden aktuelle Richtpreisangebote bei Chemikalienherstellern und -händlern eingeholt. Alle ermittelten Werte wurden aufgrund von Risiko- und Unsicherheitsmomenten einer Empfindlichkeitsprüfung unterzogen. Die Empfindlichkeitsprüfung berücksichtigt eine Veränderung des Zinssatzes, der allgemeinen Preissteigerungsrate sowie eine Analyse des Einflusses der einzelnen Kostenarten auf den produktspezifischen Endpreis. Zur Ermittlung der Investitionskosten der jeweiligen Rückgewinnungsverfahren, die auf kommunalen Kläranlagen errichtet werden können, wurde als Basisberechnung eine Kläranlagengröße von 100.000 EW angenommen. Zur Abschätzung der Rückgewinnungskosten für größere Kläranlagen wurden für die Verfahren FIX-Phos und P-RoC ebenfalls Kläranlagengrößen von 250.000 EW, 500.000 EW und 1.000.000 EW berücksichtigt. Den Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammasche wurde eine Anlage mit einem Aschedurchsatz von 30.000 Mg TS/a zugrunde gelegt.

Das FIX-Phos-Verfahren ist mit einer Investitionskostensumme für Variante 1 in Höhe von 70.600 € (1,4 Mio. € Variante 2) das günstigste von den betrachteten Rückgewinnungsverfahren. Die produktspezifischen Kosten liegen bei ca. 2,0 €/kg P. Auf Basis der Investitionskosten ist das P-RoC-Verfahren das zweit günstigste Verfahren, zählt jedoch aufgrund der geringen Phosphorkonzentration im Stoffstrom Schlammwasser mit 12,5 €/kg P zu den teureren Verfahren. Die Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammasche PASCH

und SESAL-Phos haben die höchsten Investitionskosten von 4,76 Mio. € bzw. 8,68 Mio. €. Aufgrund der hohen Phosphorkonzentration in der Klärschlammmasche und einem Wirkungsgrad von ca. 90% zählt das PASCH-Verfahren mit spezifischen Kosten von 4,5 €/kg P zu den günstigeren Verfahren. Die Betriebskosten der Verfahren liegen im günstigsten Fall bei ca. 40.000 €/a (FIX-Phos) und im teuersten Fall bei 10,18 Mio. €/a (SESAL-Phos).

Auf Basis der produktspezifischen Kosten kann folgende Reihenfolge der untersuchten Verfahren ermittelt werden (aufsteigende Kosten): FIX-Phos, PASCH, SESAL-Phos, PHOXNAN, P-RoC. Beim PHOXNAN-Verfahren ist zu beachten, dass der Prozess die Klärschlammbehandlung mit einbezieht, wodurch Einsparungen einberechnet werden können. Werden durchschnittliche Klärschlammbehandlungs- und Entwässerungskosten angesetzt, kann der produktspezifische Preis je Kilogramm rückgewonnenen Phosphors auf 1,5 €/kg P gesenkt werden. Beim SESAL-Phos Verfahren wurden ebenfalls Einsparungen für den Verkauf der anfallenden Aluminiumlösung als Fällmittel auf Kläranlagen berücksichtigt. In der nachfolgenden Abbildung sind die einzelnen Verfahren gegliedert nach Anteilen an Betriebs- und Reststoffen, Personal, Wartung/Instandhaltung sowie an Kapitaleinsatz an den produktspezifischen Kosten in €/kg P dargestellt.



Das FIX-Phos-Verfahren ist bereits heute, trotz des geringen Rückgewinnungspotenzials von 37%, eine günstige Variante Phosphor aus Klärschlämmen rückzugewinnen. Die Prozessführung ist im Vergleich zum PHOXNAN-Verfahren einfach. Ferner wird lediglich Calciumsilicathydrat als Betriebsmittel benötigt und letztlich sind auch die nicht monetär angeordneten, positiven Effekte auf die Schlammbehandlung zu berücksichtigen.

Das PASCH-Verfahren ist kostengünstiger im Vergleich zum SESAL-Phos-Verfahren, zumal bei letzterem Verfahren die Einsparungen unter optimalen Bedingungen berechnet wurden

und eventuell geringer ausfallen können und somit die produktspezifischen Kosten wieder steigen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass im SESAL-Phos-Verfahren nur Klärschlammasche von Klärschlämmen, die auf Kläranlagen mit Aluminiumfällung zur Phosphorelimination anfallen, eingesetzt werden können. Derzeit werden in 65% der Kläranlagen Eisensalze verwendet, nur in 23% der Anlagen wird mit Aluminiumsalzen gefällt.

Die Hauptziele der ökobilanziellen Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren sind die Bewertung der Verfahren über den gesamten Lebensweg in Hinblick auf umweltseitige Lasten und Nutzen der Rückgewinnung von Phosphor gegenüber eines Verzichts darauf, die Komplementierung der Kostenabschätzung mit den Umweltspekten, sowie die Ermittlung, welche Handlungsempfehlungen an eine nachhaltige Stoffstromwirtschaft ableiten werden können.

Die Ökobilanz ist das einzige Umweltbewertungsinstrument, das geeignet ist, große zusammenhängende Systeme raum- oder medienübergreifend mit klar definierten Wirkungskriterien zu bewerten. Die Ökobilanz wurde nach der DIN ISO 14040ff. für folgende Wirkungskategorien durchgeführt: Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Humantoxizität, Ökotoxizität und Bodenschutz und für folgende Szenarien angewendet: Referenzszenario Landwirtschaft, Referenzszenario Monoverbrennung sowie die Szenarien P-RoC, FIX-Phos, PHOXNAN, PASCH und SESAL-Phos.

Insgesamt ist mit den in dieser Studie beschriebenen Phosphorrückgewinnungsszenarien die Nutzung einer relevanten Phosphormenge möglich ohne die Nachteile, die eine direkte Ausbringung des Klärschlammes auf den Acker mit sich bringt. Hier sind Schadstoffeinträge in den Boden und Versauerung zu nennen. Gleichzeitig führen diese Rückgewinnungsszenarien aber nicht zu zusätzlichen relevanten Umweltbelastungen. Eine Ausnahme hiervon sind jedoch die Quecksilberemissionen in die Luft bei zwei Verfahren und die aquatische Eutrophierung in einem Fall.

Im Rahmen des Projektes wurden Verfahren untersucht, die an verschiedenen Stellen im Abwasserreinigungs- bzw. Klärschlamm Entsorgungspfad angreifen. Die Verfahren, die bei den Aschen ansetzen, bringen etwas größere Umweltlasten mit, versprechen aber auch höhere Phosphorrückgewinnungsmengen. Dabei ist zu erwarten, dass ein Verfahren auf der Ebene der Abwasserreinigung (P-RoC) für sich zwar weniger Rückgewinnungspotenzial hat, es jedoch für die nachgelagerte Schlammbehandlung alle Möglichkeiten offen hält. Für ein Verfahren wie PASCH ist dagegen eine vorherige Monoverbrennung notwendige Voraussetzung.

Um herauszufinden, ob die Unterschiede zwischen den verschiedenen Szenarien in bestimmten Wirkungskategorien relevant sind, wurden die Wirkungen auf die Umweltlasten normiert, die ein Einwohner bezogen auf die gesamte Volkswirtschaft in Deutschland jährlich verursacht. Das Ergebnis ist eine entsprechende Anzahl an Einwohnerdurchschnittswerten,

das heißt die Last bei Anwendung des Verfahrens entspricht der Last, die durch die ermittelte Anzahl an Einwohnern verursacht würde.

Die Einwohnerdurchschnittswerte der verschiedenen Szenarien werden miteinander verrechnet, um den Unterschied zwischen den Szenarien darzustellen. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind vor allem für die Kategorien Phosphor-Ressourcen und Bleieinträge in den Boden relevant, mit Abstand gefolgt von Cadmium-Einträgen in den Boden und Quecksilberemissionen in die Luft sowie aquatischer Eutrophierung und Versauerung. Bleieinträge in den Boden haben nach der ökologischen Bewertung des UBA wie die aquatische Eutrophierung eine mittlere Bedeutung, wohingegen allen übrigen, oben genannten Kategorien mit Ausnahme der Phosphor-Ressourcen eine hohe Bedeutung zukommt. Phosphor-Ressourcen werden hier nicht gewichtet. Für alle weiteren Kategorien wie Treibhauseffekt, fossile Ressourcen und Krebsrisikopotenzial liegen die Unterschiede zwischen den Szenarien bei weniger als 200 Einwohnerdurchschnittswerten.

Mit den Phosphorrückgewinnungs-Szenarien kann die Phosphor-Ressource nicht ganz so quantitativ wie über die direkte Klärschlammasbringung genutzt werden, aber in relevant besserer Menge als mit der Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung. Gleichzeitig können die relevanten Schadstoffeinträge in den Boden bzw. die Abgabe von versauerndem Ammoniak in die Luft, wie sie im Falle der direkten Klärschlammasbringung auftreten, deutlich vermindert bzw. verhindert werden. Im Vergleich zur Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung treten in den Phosphorrückgewinnungsszenarien keine relevanten Zusatzbelastungen auf. Ausnahme hiervon sind Quecksilberemissionen in Luft beim PASCH- und SESAL-Phos-Verfahren und aquatische Eutrophierung beim PHOXNAN-Verfahren.

Ein Vergleich zwischen den Szenarien P-RoC, FIX-Phos, PHOXNAN, PASCH und SESAL-Phos ist differenziert. Die Phosphor-Ausbeuten sind mit den Szenarien, die Asche aufschließen (PASCH und SESAL-Phos) am größten und damit ist auch die Einsparung von Cadmiumeintrag in den Boden, der mit den Mineräldüngern eingetragen würde, am größten. Im Gegenzug ist bei diesen Verfahren der Einsatz von Chemikalien nötig, deren Vorkette sich erhöhend auf fossilen Ressourcenbedarf, Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial und Emissionen von Quecksilber in die Luft. Beim Krebsrisikopotenzial ist das PASCH-Szenario aufgrund der höheren Düngergutschrift besser als die anderen Szenarien, wohingegen im SESAL-Phos-Szenario eine Chemikalienvorkette dem entgegen wirkt. Das PASCH-Szenario liegt in allen Kategorien vor dem SESAL-Phos-Szenario. Das PHOXNAN-Szenario schneidet in der aquatischen Eutrophierung und bedingt in der Versauerung und fossilem Ressourcenverbrauch nicht so gut ab. Hier macht sich im Falle der aquatischen Eutrophierung die Rückführung des Filtrats inklusive Stickstoff in die Kläranlage bemerkbar und im Falle von Versauerung und fossilem Ressourcenverbrauch der hohe Strombedarf für die Sauerstoffbereitstellung im Loprox-Schritt. Bei den weiteren Kategorien liegt PHOXNAN im Bereich des FIX-Phos- und P-RoC-Szenarios und hat im Falle der Nutzung der im

Loprox-Schritt erzeugten Wärme insbesondere in den Kategorien fossiler Ressourcenverbrauch, Treibhauspotenzial und Krebsrisikopotenzial Verbesserungsmöglichkeiten. Die Verfahren mit dem geringsten Materialeinsatz sind P-RoC und FIX-Phos. Das P-RoC-Verfahren bedingt einen höheren Stromeinsatz, weil die zu behandelnde Abwassermenge größer als die im FIX-Phos-Verfahren behandelte Überschussschlammmenge ist. Deshalb schneidet das P-RoC-Szenario in den meisten Kategorien etwas schlechter ab als das FIX-Phos-Szenario. Im P-RoC-Szenario kann aber im Betrieb nach einer vermehrten biologischen Phosphorelimination potenziell mehr Phosphor rückgewonnen werden.

Entwicklung eines Rückgewinnungskonzepts für Deutschland

Bei der Entwicklung eines Rückgewinnungskonzepts für Deutschland wurde besonders die Möglichkeit der Rückgewinnung aus den Stoffströmen Klärschlamm und Klärschlammasche betrachtet. In Deutschland werden bereits heute jährlich ca. 493.000 Mg Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen (MoVA) verbrannt und die Aschen anschließend im Bergbau als Versatzmaterial oder zur Substitution von Rohstoffen im Straßenbau eingesetzt. Für das Rückgewinnungskonzept wurden sechs Szenarien entwickelt, welche sich in der Menge an Klärschlammaschen unterscheiden, die einer Phosphorrückgewinnungsanlage zugeführt werden können. In Szenario 1 werden nur die Monoverbrennungsanlagen betrachtet, die einen Durchsatz von > 40.000 Mg TR/a haben (44% der Aschen), Szenario 2 schließt alle MoVA mit einem Durchsatz von > 20.000 Mg TR/a (83% der Aschen) ein, und in Szenario 3 werden alle Aschen aus den in Deutschland existierenden MoVA berücksichtigt. Szenario 4 geht davon aus, dass 50% der heute landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme ebenfalls monoverbrannt werden, und in Szenario 5 werden alle heute thermisch verwerteten Klärschlämme monoverbrannt. Szenario 6 betrachtet die vollständige Monoverbrennung des Klärschlammes. Es wird aufgezeigt, welche Mengen an Phosphor durch die einzelnen Szenarien zur Rückgewinnung verfügbar sind. Die theoretisch zur Verfügung stehenden Phosphormengen liegen zwischen 5.300 Mg P/a und 50.300 Mg P/a. Unter Einbeziehung des Wirkungsgrads von 90% (abgeleitet aus dem PASCH-Verfahren) stehen abhängig vom Szenario zwischen 4.800 Mg P/a und 45.300 Mg P/a zur Verfügung und könnten somit bis zu 41% des durchschnittlichen Düngemittelabsatzes substituieren. Um eine möglichst flächendeckende Rückgewinnung aus Klärschlammasche zu gewährleisten, könnten an den Standorten Hamburg, Lünen, Elverlingsen, Wuppertal, Berlin, Frankfurt, Stuttgart und München Rückgewinnungsanlagen beispielsweise nach dem PASCH-Verfahren errichtet werden. Die Aschen der umliegenden Monoverbrennungsanlagen könnten zu den größeren Standorten transportiert und mit verarbeitet werden. Die geographische Anordnung der heute existierenden Klärschlammmonoverbrennungsanlagen zeigt, dass der Westen und Süden Deutschlands im Vergleich zu Nordwest- und Ostdeutschland eine größere Dichte an Verbrennungsanlagen aufweist. Als Standorte für weitere Verbrennungsanlagen würden sich Regionen mit Kläranlagen mit einer hohen Anschlussgröße (> 100.000 EW) anbieten. Ohne eine genauere Prüfung des Standortes und der Gegebenheiten vor Ort – alleine auf

Grundlage der angeschlossenen Einwohnerwerte – bieten sich in Nordwest- und Ostdeutschland die Regionen/Kläranlagen in Bremen, Hannover, Dresden und Leipzig an.

Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist seit Jahren rückläufig und wird von Seiten der Politik zunehmend gefordert. Gründe für die Abkehr sind die im Klärschlamm enthaltenen organischen und anorganischen Schadstoffe, die die landwirtschaftliche Verwertung durch die geforderten Grenzwerte einschränken. Wird die thermische Klärschlamm Entsorgung in Zukunft als präferierter Entsorgungsweg angesehen, sollte vor dem Hintergrund der Phosphorrückgewinnung in den Ausbau von Monoverbrennungsanlagen investiert werden. Grundsätzlich sind große zentrale Rückgewinnungsanlagen spezifisch günstiger im Bau und Betrieb, jedoch können sich abhängig vom Einzugsgebiet auch kleine dezentrale Anlagen aus wirtschaftlicher Sicht lohnen, wenn dadurch bspw. Transportkosten eingespart werden können.

Eine vollständige Umstellung auf die Klärschlammmonoverbrennung wird in naher Zukunft noch nicht realisierbar sein. Um jedoch den Phosphor im Klärschlamm bereits heute auch an Standorten ohne landwirtschaftliche Verwertung nutzen zu können, könnten auf größeren Kläranlagen (> 100.000 EW) Anlagen zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm errichtet werden (beispielsweise nach dem FIX-Phos-Verfahren).

Nach der Phosphorrückgewinnung kann der Klärschlamm wie bereits heute praktiziert in die landschaftsbauliche Verwertung oder in die Mitverbrennung geführt werden. Die Klärschammaschen könnten ebenfalls im Bergbau oder Straßenbau eingesetzt werden. Durch die Phosphorrückgewinnung würden heute bestehende Verwertungswege weder verschlossen, noch würden Marktverhältnisse verschoben.

Technologievorausschau für Phosphatrecyclingtechnologien

Im Rahmen einer Technologievorausschau ging es darum, mögliche, plausible Pfade der Technikentwicklung im Bereich der P-Rückgewinnung aus Abwasser in der mittleren Frist, d. h. bis zum Jahr 2030 abzustecken. Dazu wurden über 400 Fachleute aus 40 Ländern gebeten, ihr Urteil über unterschiedliche Aspekte des P-Recyclings abzugeben, die auf dem Weg von der Entstehung des Abwassers bis zu seiner Reinigung und der Entsorgung der Reststoffe relevant sind. Bei diesen Technikaspekten handelt es sich im Wesentlichen um solche, die auch heute schon von Bedeutung sind, weil sie auf vorhandenen Verfahren der Abwasserbehandlung aufbauen, die ausgereift und weit verbreitet sind. Außerdem weisen viele Verfahren eine lange Lebensdauer auf und sind erst vor ein bis zwei Jahrzehnten etabliert worden, so dass innerhalb des Zeithorizonts der Technikvorausschau nicht mit einer grundlegenden Veränderung der technischen Rahmenbedingungen zu rechnen ist. Insgesamt konnten folgende Erkenntnisse aus der Umfrage gewonnen werden:

Die Mehrheit der Experten ist der Meinung, dass die Phosphorrückgewinnung spätestens im Jahr 2030 in den Industrieländern Einzug halten wird und dass sie dann wirtschaftlich tragfähig sein wird. Um dieses Ziel zu erreichen, erscheint es den Experten notwendig, die

Einführung von Verfahren der P-Rückgewinnung jetzt durch geeignete politische Maßnahmen zu unterstützen. Der Nutzung des Phosphats durch Ausbringung des Klärschlammes auf landwirtschaftlichen Flächen wird demgegenüber in Zukunft eine geringere Bedeutung beigemessen.

Bei der Einführung eines flächendeckenden P-Recyclings sehen die meisten Experten die Umsetzung einfacher Verfahren an vielen (auch kleineren Standorten) als wahrscheinlicher an als die Umsetzung komplexer Verfahren in zentralen Anlagen. P-Recycling aus der flüssigen Phase, vor allem aus Schlammwasser, wird in diesem Zusammenhang als besonders relevantes Verfahren eingestuft.

Schlammverbrennung wird sich in vielen Industrieländern etwa im gleichen Zeitraum wie die Phosphorrückgewinnung etablieren. Im Zuge dessen wird auch die Phosphorrückgewinnung aus Asche (obwohl ein verfahrenstechnisch aufwendiges Verfahren) an Bedeutung zunehmen. Im Vergleich zwischen Aufbereitung aus Faulschlamm oder aus Asche scheint die Asche bevorzugt zu werden.

Eindeutig geht darüber hinaus aus den Voten der Experten hervor, dass die Qualität der aus den Verfahren hervorgehenden Produkte in jedem Fall wichtiger ist als wirtschaftliche oder verfahrenstechnische Aspekte. Bei der Produktion von Düngemittel ist ein möglichst sauberes Produkt mit optimaler Pflanzenverfügbarkeit das Ziel.

Stoffstromtrennung und die Rückgewinnung von Phosphat aus Urin sehen die meisten Experten besonders in Gebieten mit Wassermangel als Zukunftsoption. Die derzeit bestehenden Logistikprobleme werden als kritischer Punkt gesehen, vor allem aber von Experten mit hoher Fachkenntnis als lösbar angesehen. Die Technik wird sich nach Expertenmeinung eher in industrialisierten Ländern als in Entwicklungsländern etablieren.

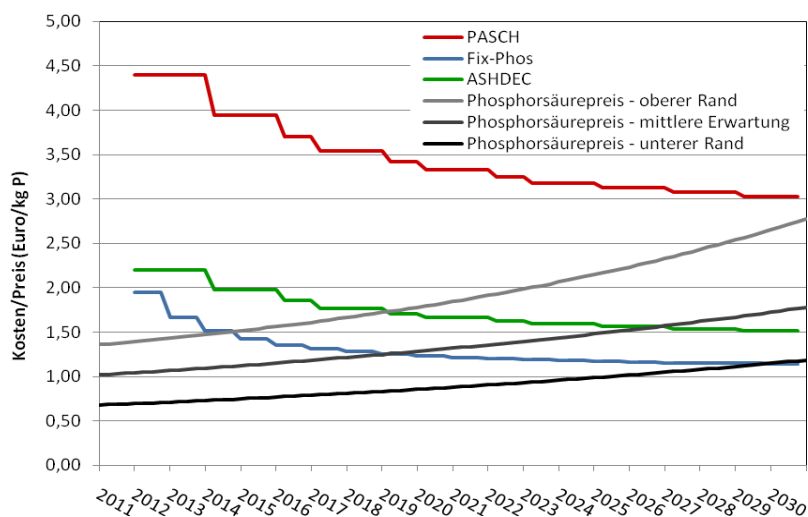
Interessanterweise wird sich nach Meinung der Experten die direkte Wiederverwendung von Nährstoffen in vielen Ländern aufgrund der zunehmenden Bedeutung der Spurenstoffproblematik erschweren und den Technologien zur Nährstoffrückgewinnung neue Marktchancen bieten.

Zukunftschancen durch Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien für Deutschland

Von der beachtlichen Zahl von P-Rückgewinnungsverfahren, die innerhalb der letzten Jahre vor allem in Deutschland aber vereinzelt auch im Ausland im Rahmen von Forschungs- und Demonstrationsprojekten untersucht wurden, konnten zwei Verfahrensstränge als wirtschaftlich kurz- bis mittelfristig besonders aussichtsreich identifiziert werden: die Fällung bzw. Adsorption von Phosphat während oder nach der Klärschlammvergärung aus Schlammwasser (nach Abtrennung vom oder im Schlamm) sowie die Herstellung eines P-haltigen Düngers bzw. düngemittelwirksamen Phosphats aus Klärschlamm-Asche. In keinem Fall kann das rückgewonnene Phosphat oder phosphathaltige Düngemittel hinsichtlich des

Preises mit aus geogenem Rohphosphat hergestellter Phosphorsäure konkurrieren, die in der chemischen Industrie als Grundstoff für P-Dünger dient. Während im letztgenannten Fall ca. 1,25 €/kg P zu zahlen sind, liegen die günstigsten Rückgewinnungsverfahren bei einem P-Preis von etwa 2 €/kg. Allerdings ist es in bestimmten Fällen auch heute schon möglich, Phosphor wirtschaftlich rückzugewinnen, wenn die Phosphorrückgewinnung nicht der einzige Zweck ist bzw. besondere Rahmenbedingungen die Nutzung des Verfahrens begünstigen. Solche Marktnischen können darin bestehen, dass durch die Phosphor-Entnahme aus dem Klärschlamm Betriebsprobleme durch Struvitinkrustierungen in den Leitungen und Behältern der Kläranlage verhindert werden können (Bsp. Air-Prex-Verfahren, Pearl).

Aber selbst wenn die Existenz von Marktnischen unberücksichtigt bleibt, ist die Phosphorrückgewinnung aufgrund der Kostendegression seitens der Technologie selbst und des erwarteten Kostenanstiegs seitens des aus Rohphosphat gewonnenen primären Phosphors nicht weit von der wirtschaftlichen Tragfähigkeit entfernt. Den Berechnungen zufolge könnte, wie in der nachfolgenden Abbildung dargestellt, die P-Rückgewinnung aus Schlammwasser (Bsp. FIX-Phos) schon in knapp 10 Jahren und die Düngergewinnung aus Klärschlamm- asche (Bsp. ASH DEC) in etwa 15 Jahren wirtschaftlich sein (d.h. Kosten der Rückgewinnung kleiner oder gleich dem mittleren, erwarteten Preis des primären Rohstoffs). Gelingt es darüber hinaus Marktnischen zu identifizieren und zu nutzen, verkürzen sich die verbleibenden Zeiträume entsprechend. Es muss allerdings betont werden, dass Kostendegression nur in dem Umfang stattfindet wie die tatsächliche Implementierung der entsprechenden Technologien. Bloßes Abwarten ist hier nicht zielführend.



Bis die günstigsten P-Rückgewinnungstechnologien wirtschaftlich sind, sind ggf. zusätzliche Anreize notwendig, die im einfachsten Fall in einer Subventionierung jedes Kilogramms rückgewonnenen Phosphors bestehen können. Ein Euro pro Kilogramm würde bspw. ausreichen, die günstigsten Verfahren schon heute wettbewerbsfähig zu machen. Allerdings sind ständige Anpassungen der Subventionen und eine technikspezifische Differenzierung erforderlich, um Mitnahmeeffekte zu vermeiden (vgl. Anpassung der Einspeisevergütungen

für erneuerbare Energien). Flexibler wäre in dieser Hinsicht die Kombination einer Mindestrückgewinnungsquote mit dem Handel einer entsprechend limitierten Menge von P-Entsorgungszertifikate (Cap-and-Trade). Es könnte sich dadurch bspw. ein Mix von günstigen Technologien (mit geringerer Recyclingquote) und teureren Technologien (mit höherer Recyclingquote) etablieren, wobei der Handel der Zertifikate zu einem Kostenausgleich zwischen den Betreibern günstiger und teurer Technologien führen würde. Eine Beimischungsquote für recycelte P-Produkte würde sich dagegen nachteilig auf alle Ansätze der Entfrachtung von Klärschlammmasche auswirken, da die Beimischung dieses Phosphorproduktes aus technischen Gründen kaum möglich ist.

Für mögliche deutsche Produzenten von P-Rückgewinnungstechnologien ergäbe sich aus dem hier betrachteten Szenario bei kurzfristigem (bis 2012) Einstieg in die Technologie bis zum Jahr 2030 sowohl für die Fällung bzw. Adsorption von Phosphat während oder nach der Klärschlammvergärung aus Schlammwasser als auch die Herstellung eines P-haltigen Düngers aus Klärschlammmasche ein Marktpotenzial von jeweils bis zu 100 Millionen Euro. Die Aussichten für solch einen kurzfristigen Einstieg deutscher Unternehmen sind dabei als sehr positiv zu beurteilen, da einerseits die einschlägige Forschung und Entwicklung in Deutschland gegenüber anderen Ländern als dominant angesehen werden kann. Andererseits gibt es auch im marktnahen Bereich in Deutschland relevante Aktivitäten, die sich zudem auf beide genannten Verfahrensstränge verteilen. Es gibt aber gleichzeitig signifikante Konkurrenten in Nordamerika (OSTARA) und den Niederlanden (DHV, Thermphos), die in ihren Heimatländern hinsichtlich einer möglichen Marktdurchdringung schon jetzt leicht im Vorteil sind. Um den jetzt zumindest im Bereich der FuE noch vorhandenen Vorsprung zu halten, müsste in Deutschland die bisherige Entwicklung kontinuierlich vorangetrieben werden und ein schneller Übergang hin zu großen Demonstrationsprojekten im großen Maßstab erfolgen. Nur in diesem Fall wird die deutsche Industrie auch in der Lage sein, das Potenzial zur Bildung eines Vorreiter- bzw. Lead-Marktes umzusetzen. Wird die Entwicklung in Deutschland dagegen jetzt angehalten, dann geht das auf der Angebotsseite für Innovationen erforderliche Know-how entweder (teilweise) verloren oder diffundiert zu den Konkurrenten ins Ausland. Der Wettbewerbsvorteil, der aus einem zeitlichen und qualitativen Vorsprung bei Regulierung und Normung resultieren kann, käme ebenfalls nicht zum Tragen.

Als nächster Schritt zur Herbeiführung dieses Übergangs stünde auf Seiten der Politik die Bereitstellung geeigneter Rahmenbedingungen an, die in höherem Maße als bisher wirtschaftliche Anreize für das Recycling von Phosphor setzen. Erste Hinweise zur Gestaltung dieser Anreize wurden in diesem Bericht gegeben; weitere Details müssten aber auf jeden Fall noch festgelegt werden. Das betrifft nicht nur die grundsätzliche Wahl des Fördermechanismus (Subvention oder Cap-and-Trade), sondern auch deren Ausgestaltung.

2 Einleitung

Die bekannten und wirtschaftlich abbaubaren Phosphaterzlagerstätten werden nach jetzigem Kenntnisstand spätestens im nächsten Jahrhundert erschöpft sein. Phosphor ist für alle Lebewesen von essentieller Bedeutung, gilt als limitierender Faktor für das Wachstum von Pflanzen und gehört somit zu den wichtigsten Nährstoffelementen des Ökosystems. Phosphor wird industriell in Form von Phosphaterz in Lagerstätten abgebaut, aus dem anschließend durch energieaufwändige Verfahren größtenteils mineralische Phosphordünger hergestellt werden. Phosphaterzlagerstätten sind endlich und nicht regenerierbar und es existiert keine Möglichkeit, Phosphor als Dünger in der Landwirtschaft zu substituieren. Es ist davon auszugehen, dass durch das starke Wachstum der Erdbevölkerung der Phosphorbedarf enorm ansteigen wird und es so zu einer weitergehenden Verknappung der Ressource kommt. Des Weiteren muss zunehmend auf Lagerstätten zurück gegriffen werden, die einen steigenden Schadstoff- (Cadmium, Uran) und sinkenden Phosphatgehalt aufweisen. Hieraus resultieren wiederum zwei Möglichkeiten: Entweder die zukünftig mit Schadstoffen stärker belasteten Düngemittel gelangen in die Landwirtschaft und möglicherweise über die Pflanzen in die Nahrungsmittel oder die Schadstoffe werden in aufwändigen Verfahren abgetrennt, was zu einer Verteuerung der Düngemittel führt. Vor dem geschilderten Hintergrund wird seit Jahren an Forschungseinrichtungen und von Unternehmen über Verfahren und Möglichkeiten zur Phosphorrückgewinnung aus den Stoffströmen der Abwasserreinigung bzw. Klärschlammbehandlung geforscht, wo Phosphor in nennenswertem Umfang anfällt.

Das Projekt PhoBe „Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschlands“ stellt das wissenschaftliche Begleitprojekt der BMBF/BMU-Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ dar. Innerhalb der Förderinitiative wurden insgesamt sieben Forschungsprojekte gefördert von denen fünf sogenannte Technikprojekte sind und zwei Begleitvorhaben. Zu den Technikprojekten zählen die Verbundprojekte:

- PASCH – „Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm“,
- PHOXNAN – „Optimierte Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlämmen durch ein Hybridverfahren aus Niederdruck-Nassoxidation und Nanofiltration“,
- ProPhos – „Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung“,
- RECYPHOS – „Recycling von Phosphor - Beitrag zur Nachhaltigkeit in der dezentralen Abwasserbehandlung“

und das Projekt

– PHOSIEDI – „Phosphorrückgewinnung mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse“.

Zu den Begleitprojekten gehört neben PhoBe ebenfalls das Projekt des Departments für Nutzpflanzenwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen „Phosphorrecycling – Charakterisierung der Düngewirkung recycelter Phosphatdünger in Feld- und Gefäßversuchen“.

Das übergeordnete Ziel des Projekts PhoBe besteht in der Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren hinsichtlich ihrer technischen und ökonomischen Realisierbarkeit sowie ihrer ökologischen Auswirkungen. Weitere Schwerpunkte bilden die Untersuchungen und Bewertungen der in der Förderinitiative erzeugten Phosphorprodukte in Bezug auf Verwertbarkeit, Pflanzenverfügbarkeit sowie auf ihren Nähr- und Schadstoffgehalt.

Die Arbeiten im Rahmen des Vorhabens wurden von insgesamt fünf Institutionen unterschiedlicher Fachrichtungen in enger und zum Teil interdisziplinärer Zusammenarbeit durchgeführt. Im Einzelnen daran beteiligt waren:

Projektleitung: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA, 02WA0805)

Projektpartner: Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie (Fh-IME, 02WA0806)

Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (Fh-ISI, 02WA0807)

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement (ILR, 02WA0808)

Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Ifeu)

Innerhalb des Projekts wurden sieben Arbeitspakete bearbeitet, deren Inhalte und Arbeitsziele im Folgenden kurz beschrieben werden.

Im ersten Arbeitspaket „Analyse der Preisentwicklung für Phosphat“ (Fh-ISI) werden mit Hilfe statischer und ökonomischer Methoden Anhaltswerte für eine kurz- und langfristige Preiselastizität der Phosphatnachfrage gewonnen. Anhand von verschiedenen Phosphatnachfrageszenarien werden mittel- bis langfristige globale Phosphatpreisentwicklungen abgeschätzt. Auf Basis der Preisentwicklung können die Alternativverfahren eingeordnet und die Wirtschaftlichkeit bestimmt werden. Ziel des zweiten Arbeitspakets „Ermittlung und Bilanzierung der zur Phosphorrückgewinnung geeigneten Stoffströme in Deutschland“ (ISA der RWTH Aachen) besteht in der Identifizierung von phosphatreichen Stoffströmen sowie in der Quantifizierung der Phosphormengen. Die aufgestellte Bilanz dient als Grundlage für die Entscheidung, welche Stoffströme für eine Phosphorrückgewinnung sinnvoll eingesetzt werden können. Im dritten Arbeitspaket „Untersuchung der in der Förderinitiative erzeugten Produkte“ (ILR, Fh-IME) wurden die in der Förderinitiative erzeugten Phosphorprodukte

hinsichtlich Pflanzenverfügbarkeit, mögliche schädliche Umweltauswirkungen und technische Qualitäten untersucht und bewertet. Die Produktanalysen sind die Grundlage der in Arbeitspaket vier („Kostenabschätzung und ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative Entwickelten Verfahren“, ISA, Ifeu) aufgestellten Ökobilanz. Anhand des Nähr- und Schadstoffgehalts sowie der prozessbedingten Aufwendungen an Betriebsmitteln wird die ökobilanzielle Bewertung der einzelnen Verfahren vorgenommen. Anhand der durchgeführten Kostenabschätzungen können Angaben zur Wirtschaftlichkeit jedes Verfahrens gemacht und somit ein weiteres Bewertungskriterium zur Verfügung gestellt werden. Inhalt des fünften Arbeitspakets „Entwicklung eines Rückgewinnungskonzepts für Deutschland“ (ISA) ist die Konzeptionierung unterschiedlicher Rückgewinnungsstrategien. Mit Hilfe der in Arbeitspaket 2 ermittelten Stoffströme und in Arbeitspaket 4 abgeschätzten Kosten wird aufgezeigt, welche Menge Phosphor zu welchen Kosten in welchen Regionen rückgewonnen werden kann. In Arbeitspaket 6 „Technologievorausschau für Phosphattechnologien“ (Fh-ISI) wird anhand einer Befragung von Fachleuten die Technikentwicklung im Bereich Phosphorrückgewinnung evaluiert. Im letzten Arbeitspaket (AP 7) „Zukunftschancen durch Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien für Deutschland“ (Fh-ISI) werden die Akteure auf dem internationalen Markt für Phosphorrecyclingtechnologien und deren zukünftiges Potenzial anhand von einschlägigen Innovationsindikatoren beurteilt.

3 Analyse der Preisentwicklung für Phosphat

Christian Sartorius, Jana von Horn, Karlsruhe

3.1 Einleitung

Die Preisentwicklung von Düngemitteln ist ein entscheidender Faktor für die Wirtschaftlichkeit und damit den Erfolg von Phosphatrecycling aus phosphatreichen Abfallprodukten wie z. B. Abwasser und Klärschlamm. Aus diesem Grund wird im Arbeitspaket 1 des Verbundprojektes PHOBE die Preisentwicklung von mineralischem Phosphat untersucht.

Da der Phosphatpreis eine Funktion des Angebotes von und der Nachfrage nach Phosphat ist, besteht der grundlegende methodische Ansatz zur Bearbeitung dieses Arbeitspaketes darin, Angebot und Nachfrage und ihre jeweiligen Entwicklungen einer getrennten Analyse zu unterziehen und beide anschließend zur Ableitung der Preisentwicklung zusammenzuführen.

Zuerst wird die Entwicklung der Nachfrage nach Phosphat untersucht. Dabei ist die Entwicklung des Düngerverbrauchs in der Landwirtschaft von zentraler Bedeutung. Durch die Förderung der Produktion von Biofuels kann es bspw. besonders in Asien und Lateinamerika zu einem zusätzlichen Bedarf an Düngemitteln in der Landwirtschaft kommen. Für verschiedene Szenarios des Nachfrageanstiegs für Biofuels werden die Auswirkungen auf den Phosphatbedarf in der Landwirtschaft abgeschätzt. Zusätzlich werden Möglichkeiten zur Düngemittleinsparung in der Landwirtschaft z. B. durch den Einsatz der Precision-Farming-Technologie berücksichtigt.

Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion zu Ernährungszwecken werden außerdem die Wachstumsprognosen für die Weltbevölkerung berücksichtigt. Hierbei spielt auch die jeweilige Lebenssituation eine wichtige Rolle, da bspw. die Verbesserung der wirtschaftlichen Lage zu einem steigenden Fleischverzehr führt, was einen überproportionalen Anstieg der landwirtschaftlichen Nahrungs- und Futtermittelproduktion erfordert.

Anschließend wird die Preisentwicklung von Phosphat von 1900 bis heute betrachtet. Dabei werden die Kosten für die Phosphataufbereitung analysiert und die Entwicklung einzelner entscheidender Kostenfaktoren betrachtet, um daraus Rückschlüsse auf die zukünftige Preisentwicklung zu ziehen. Dazu werden die bestehenden Phosphatreserven, die Phosphataufbereitungskapazitäten und die Kosten der Aufbereitung dargestellt.

Kurzfristig kann ein steigender Düngemittelbedarf durch eine intensivere Nutzung vorhandener Minen und Aufbereitungsanlagen gedeckt werden. Sind die vorhandenen Auslastungspotenziale überschritten, müssen ggf. neue Produktionsstätten in Betrieb genommen werden. Das dauert einige Jahre. Zwischenzeitlich kann, wie es zwischen 2007 und 2009 der Fall war, der Preis bedeutend ansteigen, um sich danach wieder seiner längerfristigen Trendkurve anzupassen.

In diesem Kapitel versuchen wir, diese Entwicklung nachzuvollziehen und Vorhersagen hinsichtlich der längerfristigen Preisentwicklung von Rohphosphat und Phosphorsäure zu machen.

3.2 Phosphatvorkommen: Reserven und Wege der Aufbereitung

3.2.1 Phosphatvorkommen und -reserven

Die größten mineralischen Phosphatvorkommen sind durch sedimentäre Ablagerungen entstanden. Diese befinden sich hauptsächlich in Afrika und den USA. In Südamerika und Asien bestehen auch Phosphatvorkommen magmatischen Ursprungs, die teilweise aufwendiger abzubauen sind. Zur Angabe der Phosphatgehalte sind die in Tabelle 3.1 dargestellten Bezugsgrößen üblich. Da im Bereich der Düngemittel und der ihrer Produktion zugrunde liegenden Rohphosphate die Angabe des Phosphatgehaltes international überwiegend auf der Basis von P_2O_5 erfolgt, wird (wo nicht anders angegeben) P_2O_5 auch in diesem Kapitel durchgehend als Basis verwendet. Das gilt bspw. auch für den P-Gehalt von Phosphorsäure. In den nachfolgenden Kapiteln wird der P-Gehalt unmittelbar als Gehalt an elementarem P angegeben.

Tabelle 3.1: Umrechnungsfaktoren für Phosphatgehalte (HOFFMANN et al., 1983)

	P	P_2O_5	$Ca_3(PO_4)_2^*$
P	1	2,2914	5,0072
P_2O_5	0,4364	1	2,1852
$Ca_3(PO_4)_2$	0,1997	0,4576	1

* Tricalciumphosphat (TCP) ist auch bekannt als TPL (Tri Phosphate of Lime) und Bone Phosphate of Lime (BPL)

Die weltweite jährliche Rohphosphatproduktion, die in etwa auch dem Verbrauch an Rohphosphat entspricht, ist im vergangenen Jahrhundert von etwas mehr als 3 Millionen im Jahr 1900 auf über 140 Millionen Tonnen im Jahr 2006 angestiegen. Dabei ist für die Berechnung eigentlichen Phosphatmengen zu berücksichtigen, dass Rohphosphat im Durchschnitt nur etwa 30 % P_2O_5 enthält. Insbesondere der Zeitraum nach dem 2. Weltkrieg bis zum Fall des Eisernen Vorhangs ist von einem besonders starken Anstieg gekennzeichnet. Deutlich erkennbar sind kleinere Einbrüche in der Folge der Ölkrisen (1973 und 1981) sowie ein deutlicher Rückgang nach dem Zusammenbruch des Ostblocks (1990).

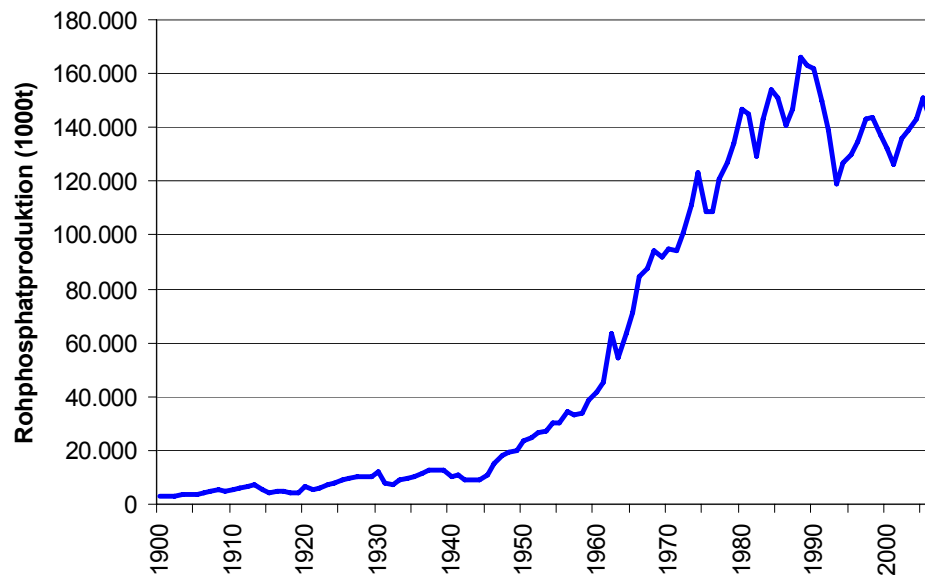


Abbildung 3.1: Weltproduktion von Rohphosphat (USGS, 2007)

Im Vergleich dazu werden die wirtschaftlichen Phosphatreserven vom U.S. Geological Survey auf 18 Milliarden Tonnen Rohphosphat geschätzt. Bei einem jährlichen Abbau von 147 Millionen Tonnen Rohphosphat (Jahr 2007) ergibt sich daraus eine statische Reichweite der Reserven von 122 Jahren. In weiteren Quellen sind Angaben für wirtschaftlich abbaubare Phosphatreserven zwischen 12 Milliarden (US Bureau of Mines, 2001 in FAO, 2004) und 54 Milliarden (CRU, 2003) Tonnen Rohphosphat zu finden.

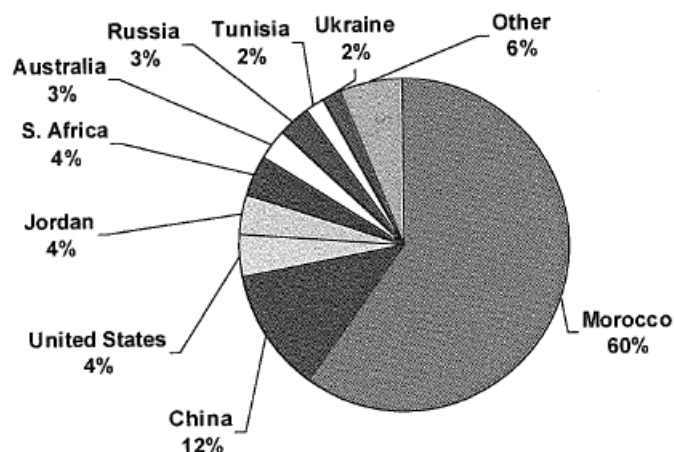


Abbildung 3.2: Weltweite Verteilung der Rohphosphatreserven (ausbeutbar zu Kosten <40 US\$ pro Tonne) (CRU, 2003)

Weltweit sind die Phosphatreserven sehr ungleich verteilt (vgl. Abbildung 3.2). In Westeuropa sind keine Phosphatreserven vorhanden, was vollständige Importabhängigkeit nach sich zieht. Die marokkanischen Phosphatreserven sind mit Abstand die größten. Obwohl die Lage hinsichtlich der Transportkosten für Europa relativ günstig ist, kann durch die instabile politische Lage nicht von einer erhöhten Versorgungssicherheit ausgegangen werden. Kurzfristige starke Preisschwankungen können auftreten.

In der Literatur wird zwischen Reserven und Basisreserven unterschieden. Während Reserven die mit derzeitig verfügbarer Technologie wirtschaftlich (z. B. <40 US\$/t) abbaubaren Rohphosphate umfassen, beinhalten die Basisreserven geologisch identifizierte Phosphatvorkommen, die aber mit den zurzeit vorhandenen technischen Möglichkeiten nicht oder zumindest nicht wirtschaftlich abbaubar sind. Sowohl Reserven als auch Basisreserven sind in Tabelle 3.2 aufgeführt. Die Basisreserven sind im Durchschnitt etwa dreimal so groß wie die Reserven. Im Einzelfall kann der Unterschied aber auch größer oder kleiner sein.

Tabelle 3.2: Weltweite Phosphatreserven (US Bureau of Mines, 2001 in FAO, 2004)

	Reserves^a	Reserve base^b
	(1.000 Mg)	
Vereinigte Staaten von Amerika	1.000.000	4.000.000
China	500.000	1.200.000
Israel	180.000	180.000
Jordanien	900.000	1.700.000
Marokko und Westen	5.700.000	21.000.000
Sahara		
Senegal	150.000	1.000.000
Südafrika	1.500.000	2.500.000
Togo	30.000	60.000
Tunesien	100.000	600.000
Russland	150.000	1.000.000
Andere Länder	1.200.000	4.000.000
Weltweit	12.000.000	37.000.000

a) Kosten geringer als 40 US\$/Mg. Kosten beinhalten: Kapital, Betriebsausgaben, Steuern, Konzessionen und 15% Rendite auf die Investitionen, f.o.b. Mine.

b) Kriterien für die Reserve base von einer gemeinsamen Arbeitsgruppe des U.S. Bureau of Mines und des U.S. Geological Survey entwickelt.

3.2.2 Gewinnung und Aufbereitung des Phosphats

In Abbildung 3.3 ist die Aufbereitung von Rohphosphat zu Phosphatendprodukten dargestellt. Das Phosphat wird, vorwiegend im Tagebau, in Minen abgebaut und in der Nähe der Mine gesiebt und gewaschen und somit größtenteils von Sand befreit. Nach diesem Arbeitsschritt spricht man von Rohphosphat oder Phosphate Rock.

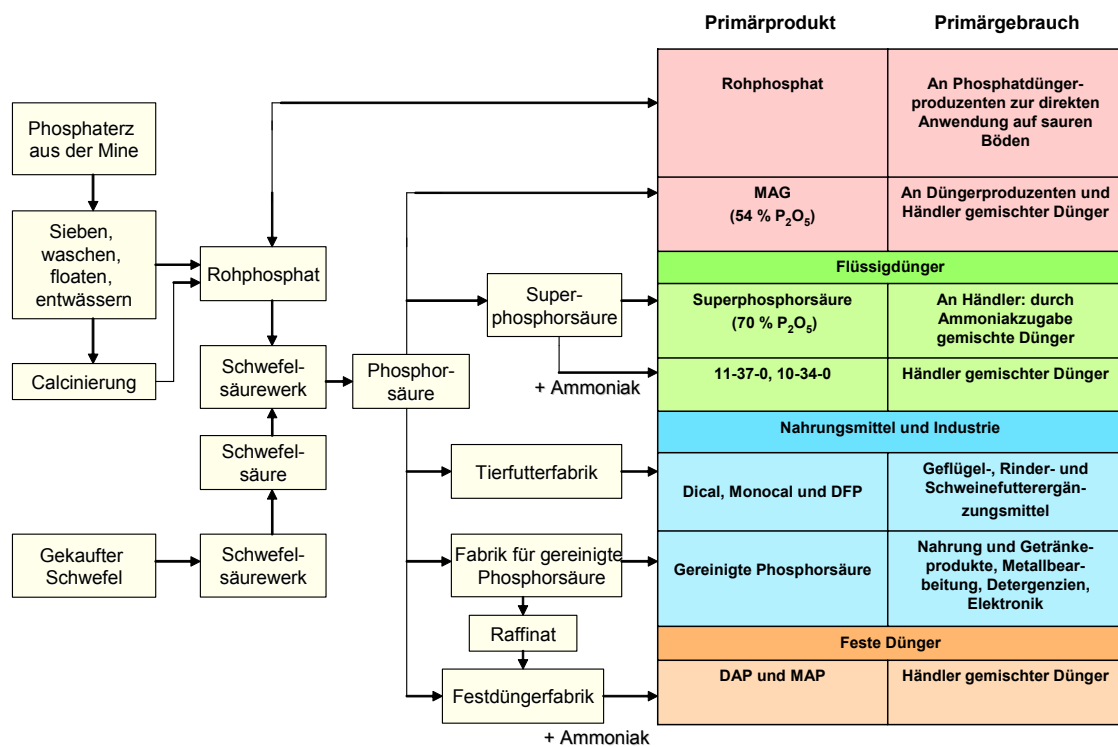


Abbildung 3.3: Aufbereitungspfade von Phosphatgestein zu Phosphatprodukten (Potash in BUDENHEIM, 2008)

Rohphosphat hat einen Phosphatgehalt von im Mittel ca. 30% P₂O₅. Rohphosphat kann entweder zur weiteren Verarbeitung verkauft werden oder es wird vor Ort zu Phosphorsäure weiterverarbeitet. Für die Produktion von Phosphorsäure wird Schwefelsäure benötigt, die zugekauft werden muss. Phosphorsäure wird dann unter hohem Energieverbrauch hergestellt und ist ein hochwertiges Handelsprodukt, das an die Hersteller von Düngemitteln und anderen in der Industrie verwendeten Phosphatprodukten verkauft wird.

3.3 Verwendung von Phosphat

Mehr als 90 Prozent der Phosphatnachfrage entfallen auf die landwirtschaftliche Produktion. Andere Phosphat verbrauchende Bereiche sind die chemische Industrie, die Lebensmittelveredelung und eine Vielzahl anderer Sektoren. Beide Bereiche unterscheiden sich nicht allein aufgrund der nachgefragten Mengen, sondern vor allem auch hinsichtlich der Möglichkeiten, Phosphat ggf., z. B. im Fall eines Engpasses, durch andere Substanzen zu ersetzen.

3.3.1 Phosphatnachfrage in der Landwirtschaft

Durch die steigende Weltbevölkerung und die Zunahme des Bruttoinlandsproduktes besonders in Entwicklungsländern steigt der Bedarf an Nahrungsmitteln überproportional zur Bevölkerungsentwicklung an. Obwohl, wie in Abbildung 3.4 zu erkennen ist, nur ein relativ geringer Teil der Erdoberfläche landwirtschaftlich genutzt wird, ist eine weitere, starke Flächenausweitung unwahrscheinlich, da bereits die meisten Standorte mit günstigen Bedingungen für die Agrarproduktion genutzt werden. In Zukunft werden sich aufgrund des

Klimawandels nennenswerte Verschiebungen in der Flächennutzung ergeben. Ein Hauptaspekt ist dabei die Verfügbarkeit von Wasser. Bereits heute ist Wassermangel eine Hauptursache für suboptimale Flächenerträge in der Landwirtschaft. Der Klimawandel wird sich dementsprechend auf die zukünftig nutzbaren Flächen und die mögliche Intensität ihrer Nutzung voraussichtlich eher negativ auswirken.

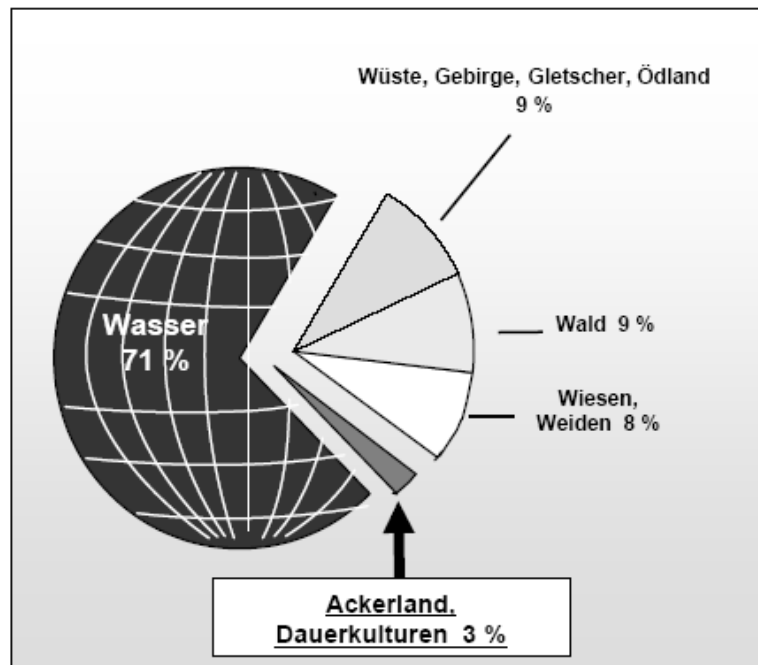


Abbildung 3.4: Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der Erdoberfläche (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2007)

3.3.1.1 Bevölkerungsentwicklung

Heute, im Jahr 2008, liegt die Weltbevölkerung bei 6,7 Milliarden Menschen. Bis zum Jahr 2050 ist ein Anstieg auf ca. 9 Milliarden prognostiziert, wobei der größte Anstieg in Asien und Afrika stattfindet, während in Europa ab ca. 2030 ein Rückgang der Bevölkerung erwartet wird (UNO, 2007; vgl. Abbildung 3.5).

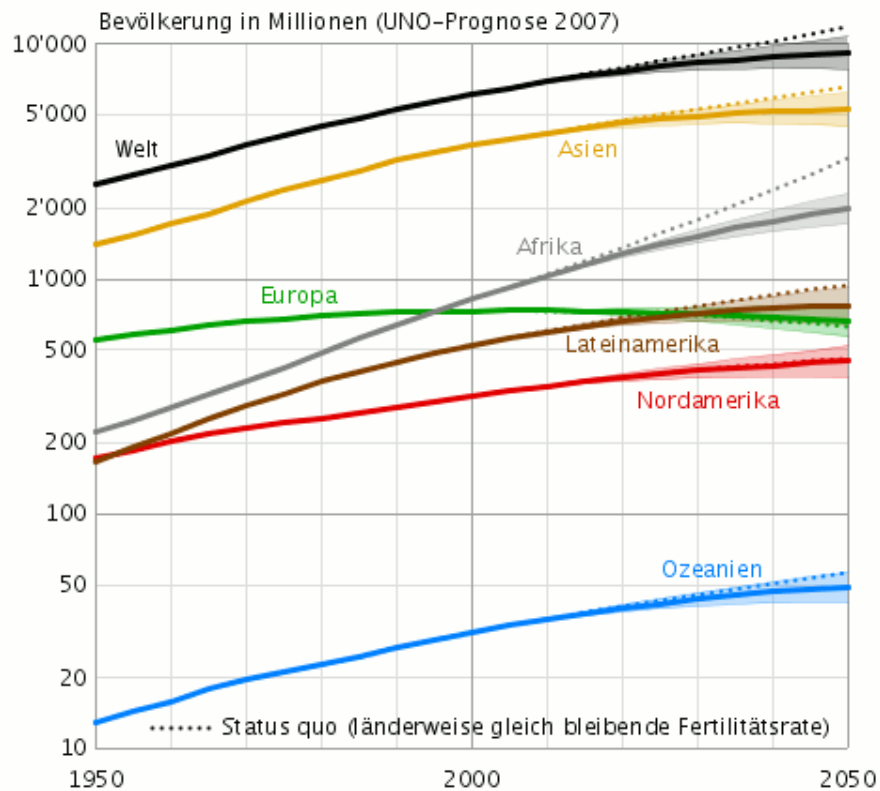


Abbildung 3.5: Bevölkerungsentwicklung in verschiedenen Teilen der Erde (in Mio.) (UNO, 2007)

Gleichzeitig mit dem Bevölkerungswachstum erhöht sich besonders in den Entwicklungsländern das durchschnittliche Einkommen. Zum einen verbessert sich dadurch insgesamt die Situation der Nahrungsmittelversorgung, so dass mit einem steigenden Anteil der ausreichend ernährten Weltbevölkerung gerechnet werden kann. Die verbesserte finanzielle Situation von Haushalten (vgl. Tabelle 3.3) wird gleichzeitig dazu führen, dass ein steigender Bedarf nach hochwertigen Nahrungsmitteln (Milchprodukte, Fleisch) entsteht, den die landwirtschaftliche Produktion zusätzlich zum allgemein steigenden Bedarf an Grundnahrungsmitteln für die steigende Bevölkerung decken muss. Von besonderer Bedeutung für den Düngerbedarf ist hierbei, dass für die Nahrungsveredelung tierischer Produkte Tiere zunächst mit pflanzlichen (Grund-) Nahrungsmitteln gefüttert werden müssen, wodurch der spezifische Düngemittelbedarf für veredelte Nahrungsmittel um ein Mehrfaches höher liegt als für Grundnahrungsmittel. Die landwirtschaftliche Entwicklung der Entwicklungsländer wird dem steigenden Bedarf nicht gewachsen sein, so dass diese Länder weiterhin und möglicherweise sogar noch stärker als heute auf Nahrungsmittelimporte angewiesen sein werden (FAO, 2002). Problematisch ist dabei der zurzeit weltweit steigende Preis für Nahrungsmittel.

Tabelle 3.3: Bevölkerung (in Mio.) und Einkommen (Anteil weltweit) im Jahr 2006 sowie jährlicher Anstieg von Bevölkerung und Einkommen in verschiedenen 10-Jahresperioden (jeweils in %) (OECD/FAO, 2007)

	Einwohner			Einkommen		
	1997-2006 (%)	2007-2016 (%)	2006 (Mio.)	1997-2006 (%)	2007-2016 (%)	2006 Anteil welt-Weit (%)
Welt	1,23	1,08	6.530	2,86	3,05	100
Afrika	2,20	2,04	923	4,21	4,32	1,8
Latein Amerika, Karibik	1,40	1,17	564	2,27	3,79	5,9
Nordamerika	1,02	0,86	332	2,81	2,62	32,3
Europa	0,29	0,06	527	2,20	2,13	27,6
Asien	1,15	0,98	4.150	3,55	4,02	30,3
Ozeanien	1,36	1,08	33	3,33	2,72	2,0

Bemerkung: Einkommen gemessen als BIP in US\$2000 zu Marktpreisen.

Quelle: UN World Population Prospects (2004 Revision), World Bank Global Economic Prospects 2007 (November 2006).

3.3.1.2 Entwicklung der Nahrungsmittelproduktion

Laut FAO, (2002) werden 70% der Steigerung der Ernten durch Ertragssteigerung auf vorhandenen Flächen erzielt. Abbildung 3.6 verdeutlicht dies, indem dargestellt wird, dass eine Steigerung der Getreideproduktion von 50% auf einer nur um 7% zunehmenden Ackerfläche stattfinden soll. Die Expansion von Flächen für den landwirtschaftlichen Gebrauch wird in Zukunft verlangsamt sein. Die einzigen Regionen mit der Möglichkeit starker Flächenausweitungen sind Sub-Sahara-Afrika und Lateinamerika, wo Flächen durch Rodung entstehen. Alle anderen Entwicklungsländer nutzen bereits alle für die Landwirtschaft geeigneten Flächen. Im Vordergrund des Interesses wird daher die Ertragssteigerung, d. h. die Intensivierung der Landwirtschaft auf bereits vorhandenen Flächen stehen. 10% Ertragssteigerung werden durch den gleichzeitigen Anbau mehrerer Früchte oder mehrfache Ernten (Multiple Cropping) sowie die Verkürzung von Brachezeiten erreicht. Darüber hinaus sind die wichtigsten, weil oft knappen Faktoren die Wasserversorgung und die Versorgung mit Düngemitteln, die bereits heute oft die begrenzenden Faktoren darstellen. An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass sowohl Wasser als auch Phosphat für das Wachstum von Pflanzen **essenzielle Faktoren** darstellen, deren Einsatz in den meisten Fällen zwar Effizienzpotenziale aufweist, die aber im Gegensatz zu den meisten anderen Verwendungszwecken in der Landwirtschaft **nicht substituierbar** sind.

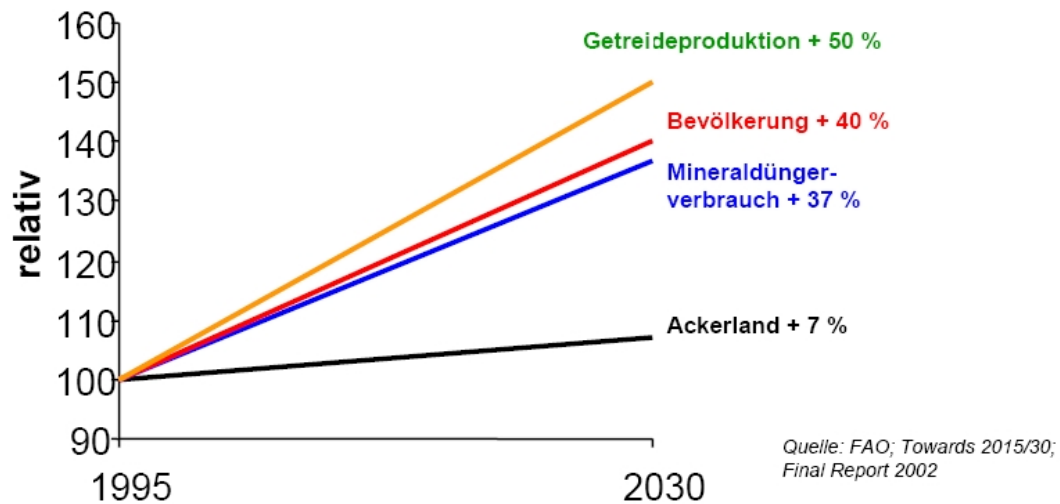


Abbildung 3.6: Vergleich des Anstiegs der Getreideproduktion und einiger dafür benötigter Produktionsfaktoren (IVA, 2008)

Alleine über eine (verbesserte) **Bewässerung** lässt sich auf sehr vielen Flächen eine Ertragssteigerung bewirken. Problematisch ist dabei, dass dieses Potenzial vor allem in den Regionen vorhanden ist, in denen Wasserknappheit herrscht. Besonders in der Sub-Sahara-Region Afrikas ist der Wassermangel akut. Auch Saudi-Arabien, China und Indien haben sinkende Grundwasserspiegel zu verzeichnen, die der Übernutzung geschuldet sind. Hier müssen effiziente Bewässerungsverfahren wie die Tröpfchenbewässerung zum Einsatz kommen, um das zur Verfügung stehende Wasser optimal zu nutzen. Weiterhin muss das Wasserangebot durch Kreislaufführung (Nutzung von Abwasser bzw. Grauwasser aus Siedlungen nach Hygienisierung) erhöht werden. Die Verfahren sind jedoch kosten- und wartungsintensiv, so dass vor allem auch die Schulung der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte verbessert werden muss. Der Klimawandel kann die Wassersituation in Zukunft noch beträchtlich verschärfen. Beispielsweise muss die Ernte auch vor häufigeren und stärkeren Fluten geschützt werden.

Als zweiter Faktor für eine landwirtschaftliche Ertragssteigerung ist die **Düngemittelversorgung** zu nennen. Besonders neue Flächen in Lateinamerika müssen zunächst mit starker Düngung angereichert werden, um die Pflanzen mit den notwendigen Nährstoffen versorgen zu können. Hierfür muss der Landwirt zunächst in Düngemittel investieren, was bei den derzeit steigenden Preisen für Düngemittel hohe Investitionskosten bedeutet. Eine Möglichkeit, um Düngemittel möglichst effizient einzusetzen, ist das Precision Farming, das allerdings ebenso wie die Bewässerung hohe Investitionskosten nach sich zieht und Fachkenntnis und Erfahrung von den Landwirten erfordert.

Inwieweit die **Biotechnologie** zu Ertragssteigerungen beiträgt und welchen Anteil zum Beispiel genetisch veränderte Lebensmittel hinsichtlich der Deckung des zukünftigen Nahrungsmittelbedarfs haben, ist noch unklar. Besonders in Industrieländern ist dagegen in den letzten Jahren der Bedarf an Nahrungsmitteln aus **biologischem Landbau** gestiegen.

Für diese Produkte wird ein höherer Preis gezahlt, der die Landwirte für den höheren Produktionsaufwand und die teilweise niedrigeren Erträge entschädigt. Bioprodukte haben in Deutschland sogar Einzug in den Disconthandel gefunden. Der bei diesen Produkten notwendige schonende Umgang mit der Umwelt bedeutet in der Regel den Verzicht auf mineralische Düngemittel, in jedem Fall jedoch die Reduktion auf das absolute Minimum. Zudem wird hier besonders auf die Qualität von Düngemitteln geachtet, so dass z. B. Phosphatdünger mit höheren Schwermetallgehalten oder radioaktiven Substanzen für diesen Markt nicht geeignet sind.

3.3.1.3 Einfluss der Düngepraxis

Die Steigerung der Flächenerträge ist der wichtigste Faktor für die Sicherstellung der Nahrungsmittelversorgung. Dazu muss zum einen die Bewässerungstechnik verbessert werden, so dass zur Verfügung stehendes Wasser besser ausgenutzt werden kann (Tröpfchenbewässerung). Zum anderen ist der Nährstoffbedarf der Pflanzen sicherzustellen. In vielen Entwicklungs- und Schwellenländern ist der Boden mit Nährstoffen (z. B. Phosphor) unterversorgt. Da der Nahrungsmittelbedarf besonders in diesen Regionen ansteigen wird, ist hier mit einer steigenden Nachfrage an Düngemitteln zu rechnen. Sinnvoll ist daher eine an den Pflanzenbedarf und den Standort angepasste Düngung. Dieses so genannte Precision Farming ist jedoch mit Kosten für Bodenuntersuchungen verbunden und setzt eine hohe Fachkenntnis der Landwirte voraus. In Deutschland wird Precision Farming in den großen landwirtschaftlichen Betrieben vorwiegend in Ostdeutschland bereits verbreitet eingesetzt. In Westdeutschland ist die Struktur in der Landwirtschaft kleinteiliger und die Landwirte, die diese kleineren Flächen bearbeiten, können sich die hohen Investitionen nicht leisten, so dass hier Precision Farming noch nicht so weit verbreitet ist. Der Einsatz von Precision Farming in Schwellen- und Entwicklungsländern ist aufgrund der Kosten und Fachkenntnis als eher fraglich einzuschätzen.

In Deutschland ist die Phosphorversorgung der Böden gut. Insgesamt ist die Phosphorbilanz in Deutschland ausgeglichen. D. h. es wird den Böden im Rahmen der Düngung mindestens so viel Phosphat zugeführt wie durch die Ernte entzogen wird. Allerdings gibt es regionale Unterschiede, die zu regional unausgeglichenen Flächenbilanzen führen. Viele Böden haben durch frühere Überdüngung ein Depot; dort können für eine bestimmte Zeit auch ohne zusätzliche Düngegabe gute Ernten erzielt werden. Die Phosphorüberschüsse in Böden sind jedoch aufgrund der Ungleichverteilung von Ackerbau und Viehzucht unterschiedlich. Während in Norddeutschland aufgrund der hohen auf die Kulturf Flächen ausgebrachten Güllemengen ein Überangebot vorliegt, gibt es in Süd- bzw. Westdeutschland einen Bedarf an Düngung. Gülletransporte über weite Strecken sind aufgrund des hohen Wasseranteils nicht wirtschaftlich und daher nicht geeignet, die Unterschiede zum Ausgleich zu bringen. Dennoch ist insgesamt der Phosphormineraldüngerbedarf in Deutschland eher gering.

Optimierung der Düngemittelgabe

Phosphat ist im Boden oft nicht sofort verfügbar, da er im Boden an Elemente wie Kalzium oder Eisen gebunden ist. Verbesserte Landwirtschaftsmethoden können durch präzisere zeitliche und örtliche Zugabe von Phosphat sowie die Einstellung des Boden pH-Wertes, Bodenfeuchte und durch Berücksichtigung der Temperatur eine verbesserte Nutzung der Düngegabe erzielen (FERNANDEZ, 2002).

Ausnutzen von Phosphatrückständen im Boden

Durch jahrzehntelange Düngepraxis sind in den meisten landwirtschaftlich genutzten Flächen in Industrieländern Phosphatüberschüsse im Boden vorhanden. Eine zukünftige Strategie könnte darin bestehen, in diesem Fall maximal die durch die Ernte entzogene Phosphatmenge durch Düngung zuzuführen (FERNANDEZ, 2002). Auf diese Weise kann der Phosphatverbrauch in der Landwirtschaft stark vermindert werden und sowohl Ressourcen als auch finanzielle Mittel des Landwirts einsparen.

Phosphatzufuhr durch organische Substanz

Durch die Aufbringung von organischer Substanz kann Phosphat zurückgeführt werden. Durch Umsetzungsprozesse von Mikroorganismen und Würmern kann Phosphat aus organischer Substanz wieder pflanzenverfügbar werden (FERNANDEZ, 2002).

Abschwemmung von Phosphatdünger verhindern

Durch die Anordnung von Grasstreifen, Bäumen oder Hecken möglichst in Kombination mit Gefällebarrieren sollten Abschwemmungen von phosphathaltigem Boden von landwirtschaftlichen Flächen vermieden werden. Es ist besonders darauf zu achten, dass der Eintrag in Oberflächengewässer verhindert wird, da Phosphateinträge hier negative Folgen wie Algenwachstum und damit verbunden eine hohe Sauerstoffzehrung haben, die zur Minderung der Gewässerqualität führen.

Verminderung des Phosphateinsatzes in der Tierhaltung

Der Futterphosphateinsatz in der Tierhaltung kann durch Zufütterung von Phytase reduziert werden, da bestimmte Tierarten (Schweine, Geflügel) z. B. Phytat-P im Futter (Getreide) dann besser verwerten können.

Phosphatrecycling

Die Nutzung von Klärschlamm und Gülle auf landwirtschaftlichen Flächen stellt grundsätzlich eine Möglichkeit dar, Phosphat in den Kreislauf zurückzuführen. Sind Klärschlamm und Gülle allerdings stark mit Schwermetallen oder toxischen organischen Substanzen belastet, so ist es möglich, das Phosphat daraus getrennt zurückzugewinnen und als düngewirksame, unschädliche Substanz in der Landwirtschaft einzusetzen.

3.3.1.4 Düngemittelbedarfsentwicklung (Business as usual)

Entwicklung des weltweiten Düngemittelbedarfs

Der Düngemittelbedarf wird nach einem Report der International Fertilizer Industry Association (ifa) (HEFFER und PRUD'HOMME, 2005) von 2005 bis 2010 um voraussichtlich 1,9% pro Jahr ansteigen. Dieser Wert entspricht in etwa dem in Tabelle 3.4 auf der Basis der Daten von IFA (2007) und SCHRÖDTER et al. (2008) berechneten Anstieg des Phosphatverbrauchs von 1,7% pro Jahr in der jüngeren Vergangenheit (1999 bis 2006). Dabei sind die regionalen Unterschiede beträchtlich. So weist Asien (vor allem Ost- und Südasiens) hohe Steigerungsraten von über 6% p.a. auf, wogegen in Amerika und Europa sogar deutliche Rückgänge zu verzeichnen sind. Allerdings ist auch innerhalb Europas die Entwicklung recht unterschiedlich – mit Abnahmen im Westen und Zuwächsen im Osten. Für die Zukunft werden Bedarfssteigerungen hauptsächlich für die Regionen Osteuropa, Zentralasien und Süd- und Südost-Asien vorhergesagt, während nach HEFFER und PRUD'HOMME (2005) in Nordasien und Westeuropa eine Abnahme des Düngemittelbedarfs prognostiziert wird.

Tabelle 3.4: Entwicklung des Phosphatverbrauchs (in 1.000 t P₂O₅) in der Landwirtschaft im Zeitraum 1999 bis 2006

	1999	2000	2002	2004	2006	Änderung*
Europa	4.788	4.388	4.090	4.157	3.765	-3,5%
Amerika	15.055	14.576	13.858	13.865	12.102	-3,1%
Asien	14.499	14.877	17.335	18.654	22.373	6,4%
Sonstige	7.180	7.815	8.256	9.931	8.267	2,0%
Welt	43.844	43.698	46.020	49.021	49.374	1,7%
Zum Vergleich: Gesamtverbrauch	45.973	45.907	48.292	51.480	52.038	1,8%

Quelle: IFA (2007), SCHRÖDTER ET AL. (2008), eigene Berechnungen

* Veränderung im Zeitraum 1999 bis 2006 in % p.a.

Parallel zur Bedarfssteigerung im Düngemittelbereich ist eine Erhöhung der Düngemittelproduktion zu erkennen. Die Produktionsstätten steigern ihre Produktion bis an die Kapazitätsgrenzen, stillgelegte Produktionsstätten nehmen den Betrieb wieder auf. Dies führt zunächst zu keiner Verknappung, durch das Erreichen der Produktionskapazitätsgrenzen ist seit 2003 nach (HEFFER und PRUD'HOMME, 2005) jedoch ein Anstieg der Düngemittelpreise zu erkennen. Die hohen Preise führen zu neuen Projekten (Anlagen), die langfristig die Nachfrage decken können. In einer Studie der Food and Agriculture Organisation der Vereinten Nationen (FAO) werden verschiedene Nachfrage-Szenarien für den Düngemittelbedarf beschrieben. Dabei ist das Szenario wahrscheinlich, in dem von einer verbesserten Düngemittelleffizienz ausgegangen wird, wodurch der Anstieg des Düngemittelbedarfs abgeschwächt wird. In diesem Szenario wird von einer Steigerung des Düngemittelbedarfs von 134 auf 166 Millionen Tonnen pro Jahr ausgegangen (siehe Tabelle 3.5).

Tabelle 3.5: Höhe (in Mio. Tonnen N, P₂O₅ und K₂O) und durchschnittlicher jährlicher Anstieg (in %) des Düngemittelbedarfs bis 2030 für verschiedene Anbaukulturen und Weltregionen (FAO, 2000)

Crop	Fertilizer use			Growth	
	1995-97	2015	2030	2015	2030
Barley	4.1	4.6	4.9	0.5	0.5
Sugar cane	3.6	5.9	6.9	2.5	1.9
Cotton	4.6	5.8	7.0	1.1	1.2
Maize	19.3	22.0	24.6	0.7	0.7
Other cereals	5.0	4.7	4.9	0.3	0.0
Rice	21.3	23.0	23.8	0.4	0.3
Soybean	3.8	4.1	4.7	0.3	0.6
Vegetables	4.8	4.2	4.1	0.7	0.5
Wheat	24.7	28.8	31.6	0.8	0.7
Others	36.4	41.1	45.5	0.6	0.6
sub-total	127.8	144.2	158.1	0.6	0.6
no yield data	0.2	0.2	0.2	0.6	0.6
no fertilizer data	6.0	6.7	7.4	0.6	0.6
Total	133.9	151.2	165.7	0.6	0.6
Region					
East Asia	45.5	49.2	52.5	0.4	0.4
East Europe	3.0	4.3	4.8	1.9	1.4
Former Soviet Union	3.9	4.6	5.1	0.8	0.8
Latin America	9.7	12.4	14.4	1.3	1.1
Near East & N. Africa	3.0	3.9	4.7	1.2	1.2
North America	22.6	24.4	26.4	0.4	0.4
Oceania	2.6	2.6	2.7	0.1	0.2
South Asia	18.1	22.2	25.5	1.0	1.0
Sub-Saharan Africa	1.4	1.8	2.2	1.5	1.4
West Europe	17.9	18.8	19.8	0.2	0.3
sub-total	127.8	144.2	158.1	0.6	0.6
no yield data	0.2	0.2	0.2	0.6	0.6
no fertilizer data	6.0	6.7	7.4	0.6	0.6
World	133.9	151.2	165.7	0.6	0.6

Der Düngemittelhersteller Potash Corporation Inc. verzeichnete bereits im ersten Quartal des Jahres 2007 eine sprunghafte Umsatzsteigerung, die er auf eine Produktionssteigerung der Landwirtschaft zur Ausnutzung der derzeit hohen Produktpreise zurückführte (THESTAR, 2008). Ebenso konnte der Düngemittelhersteller YARA im 2. Quartal 2008 trotz stark gestiegener Rohstoffkosten das beste Finanzergebnis seiner Geschichte erzielen (YARA, 2008).

Die Steigerung der Nachfrage im Düngemittelbereich ist demnach bei den Herstellern spürbar; daher können sie die steigenden Rohstoffkosten auf die Abnehmer überwälzen und ihre Absatzmengen dennoch steigern.

Entwicklung des Düngemittelbedarfs in Deutschland

Die Datenauswertung der Düngemittelstatistik des Statistischen Bundesamtes und des BMELV ergibt für die letzten 10 Jahre einen etwa gleich bleibenden Verbrauch von Stick-

stoffdüngern. Der Inlandsabsatz von Phosphatdüngern ist hingegen um ca. 25% zurückgegangen.

Tabelle 3.6: Veränderung des Nährstoffverbrauchs (in 1000 t Phosphat (P₂O₅)) nach Sorten differenziert im Zeitraum 1997 bis 2006 (BMVEL, 2007)

Nährstoffe und Sorten	1997/1998	1998/1999	1999/2000	2000/2001	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006	2006/2007*
Superphosphat	33,0	39,8	47,6	28,5	39,0	23,9	31,7	27,9	23,4	15,9
Thomasphosphat	1,9									
Andere Einnährstoffdünger	16,4	12,1	11,7	9,6	12,3	11,0	8,0	9,7	7,6	6,9
PK-Dünger	74,6	64,3	69,7	57,6	56,6	50,3	43,7	42,4	36,7	42,7
NP-/NPK-Dünger	283,6	290,7	291,3	255,5	206,7	242,2	200,7	222,6	206,2	199,2
Summe	409,5	406,9	420,3	351,2	314,6	327,4	284,1	302,6	273,9	264,7

* Schätzung

Dieser Trend ist auch zu erkennen, wenn man den Nährstoffeinsatz je Hektar landwirtschaftliche Fläche (LF) anschaut. Wurden 1997 noch 23,6 kg P₂O₅ pro ha LF gedüngt, so sind es in 2005/6 nur noch 16,2 kg P₂O₅/ha LF.

Tabelle 3.7: Veränderung des flächenspezifischen Düngereinsatzes im Zeitraum 1997 bis 2006 (kg pro ha Anbaufläche) (BMELV, 2007)

Nährstoffe und Sorten	1997/1998	1998/1999	1999/2000	2000/2001	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006	2006/2007*
Stickstoff (N)	102,9	111,0	117,4	108,4	105,6	105,1	107,4	104,4	105,3	94,3
Phosphat (P ₂ O ₅)	23,6	23,7	24,5	20,6	18,5	19,2	16,7	17,8	16,2	15,6
Kali (K ₂ O)	37,9	36,7	34,9	31,9	29,8	28,2	28,6	28,1	25,1	26,1
Kalk (CaO)	116,8	120,6	136,2	117,4	124,9	117,3	116,3	108,9	106,0	122,5

* Schätzung

3.3.1.5 Biokraftstoffe (Biofuels)

Durch die steigenden Energiepreise und den gleichzeitig weiter ansteigenden Energiebedarf sowie das immer präsentere Thema Klimawandel steigt das Interesse an der Herstellung von Kraftstoffen aus erneuerbaren Energiequellen – derzeit vor allem aus landwirtschaftlicher Produktion. Zurzeit werden in Europa, den USA und Brasilien mehr als 90% der weltweit produzierten Biokraftstoffe hergestellt (FRAITURE et al., 2007).

Der Weltmarkt für Getreide, Zucker und Ölrüchste ist stark von der Entwicklung der Produktion von Biokraftstoffen (Biofuels) betroffen. Diese landwirtschaftlichen Produkte können sowohl der menschlichen Ernährung als auch der Herstellung von möglicherweise weniger klimaschädlichen Kraftstoffen für den Verkehr dienen. Dabei stellen diese konkurrierenden Nutzungsmöglichkeiten den Hauptgrund dafür dar, warum das Thema Biokraftstoffe in Politik, Wirtschaft und besonders in der Landwirtschaft intensiv diskutiert wird.

Biokraftstoffe sind Bioethanol, das aus Mais, Zuckerrohr, Zuckerrüben, Weizen oder Maniok hergestellt wird, und Biodiesel, zu dessen Produktion Sojabohnen und Ölpflanzen (meistens Raps) genutzt werden.

Die Europäische Union gibt in ihrer Biokraftstoff-Richtlinie einen Zeitplan für die Steigerung des Anteils von Biokraftstoffen vor. Dabei sollte eine stufenweise Erhöhung für alle Mitgliedsstaaten bis zum Jahr 2005 mit einem Biokraftstoffanteil von mindestens zwei Prozent am gesamten Kraftstoffverbrauch und bis 2010 eine Erhöhung dieses Anteils auf mindestens 5,75 Prozent erfolgen. Dies kann durch Verwendung der Biotreibstoffe in Reinform oder als Beimischung erfolgen. In Deutschland sieht das 2006 vom Bundestag verabschiedete Biokraftstoffquotengesetz vor, dass der Anteil an Biokraftstoffen bis 2010 auf 6,75% und bis 2015 auf 8% ansteigt. Bereits seit 2004 darf in Deutschland herkömmlicher (Mineralöl-) Diesel mit bis zu 5 Prozent Biodiesel gestreckt werden.

An der Herstellung von Biokraftstoffen wird kritisiert, dass die Energiebilanz im Vergleich zur Produktion von Biogas wesentlich schlechter ausfällt. Gleichzeitig stellt der Anbau der Rohstoffe eine Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion dar. Durch den Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln können negative Umwelteinwirkungen auftreten. Gleichzeitig besteht ein Wasserbedarf, der besonders durch die aktuell bestehenden Folgen des Klimawandels ein kritischer Faktor für den Anbau von Energiepflanzen in Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion darstellen kann. So erscheinen bei bereits jetzt bestehendem Wassermangel in der Nahrungsmittelproduktion in China und Indien Zweifel daran, dass eine Biokraftstoffproduktion mit herkömmlichen landwirtschaftlichen Methoden sinnvoll ist (FRAITURE et al., 2007).

Inzwischen gibt es eine Reihe von Untersuchungen (z. B. GREENPEACE, 2006), wonach Biodiesel nicht nur keine klimaneutrale CO₂-Bilanz besitzt, sondern in der Ressourcen- und Klimabilanz teilweise sogar schlechter abschneidet als fossiler Dieselmotorkraftstoff.

Die Bioethanolproduktion steigt zurzeit stark an. Aufgrund gesetzlicher Forderungen wird ein zunehmender Anteil der Kraftstoffe durch Biokraftstoffe ersetzt. Ein steigender Kraftstoffbedarf in Schwellen- und Entwicklungsländern trägt zu einer weltweit steigenden Biokraftstoffproduktion bei (siehe Abbildung 3.7).

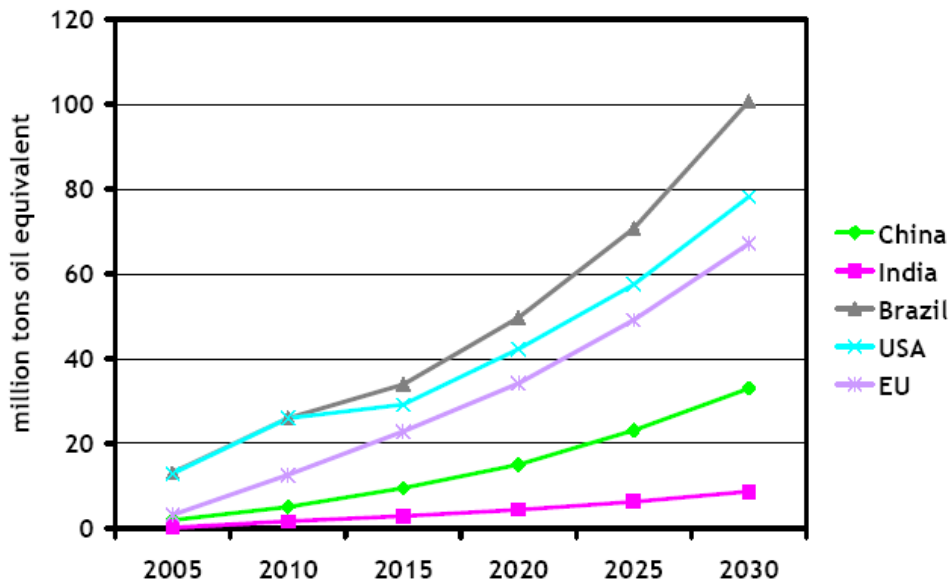


Abbildung 3.7: Simulation des Anstiegs der Biokraftstoffproduktion für den Transportsektor (MSANGI et al., 2007)

In Europa ist ein paralleler Anstieg der Bioethanol und der Biodieselpromotion zu erkennen, während in den übrigen Regionen (USA, Kanada, Australien, Brasilien) der Anstieg der Biofuelproduktion hauptsächlich durch eine Zunahme der Bioethanolproduktion hervorgerufen wird (STEENBLINK, 2007). In den USA basiert die Bioethanolproduktion auf Mais. Ein starker Anstieg der Produktion ist zwischen 2003 und 2007 zu erkennen, danach nimmt die Produktion nur noch in geringerem Umfang zu (vgl. Abbildung 3.8).

In der EU hat sich die Biokraftstoffproduktion mit der Biodieselpromotion aus Rapsöl entwickelt. Daher ist der Biodieselanteil vergleichsweise hoch. Für die Zukunft ist ein weiterer Anstieg der Bioethanolproduktion (aus Weizen und Mais) prognostiziert (vgl. Abbildung 3.9).

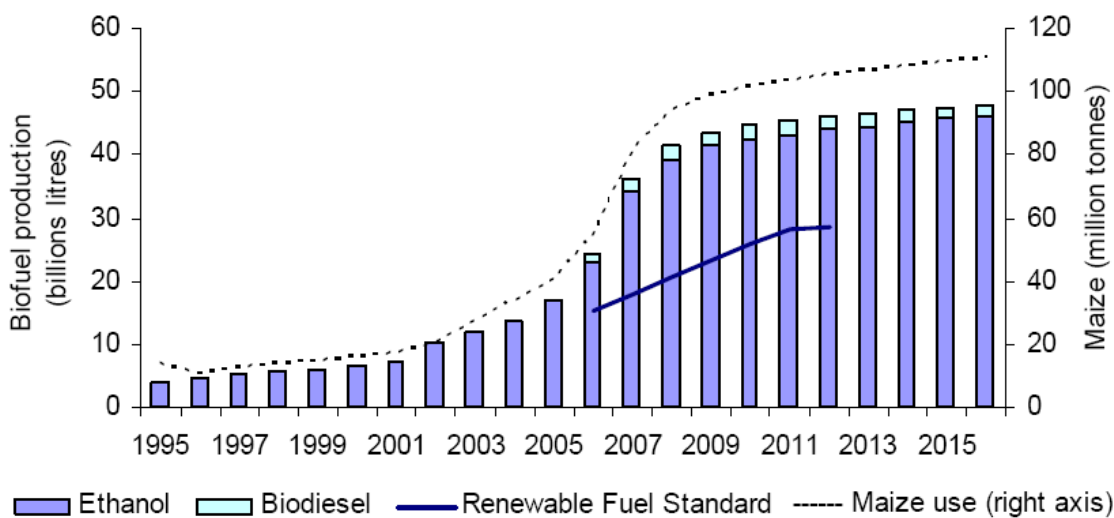


Abbildung 3.8: Entwicklung der Biokraftstoffproduktion in den USA (OECD/FAO, 2007)

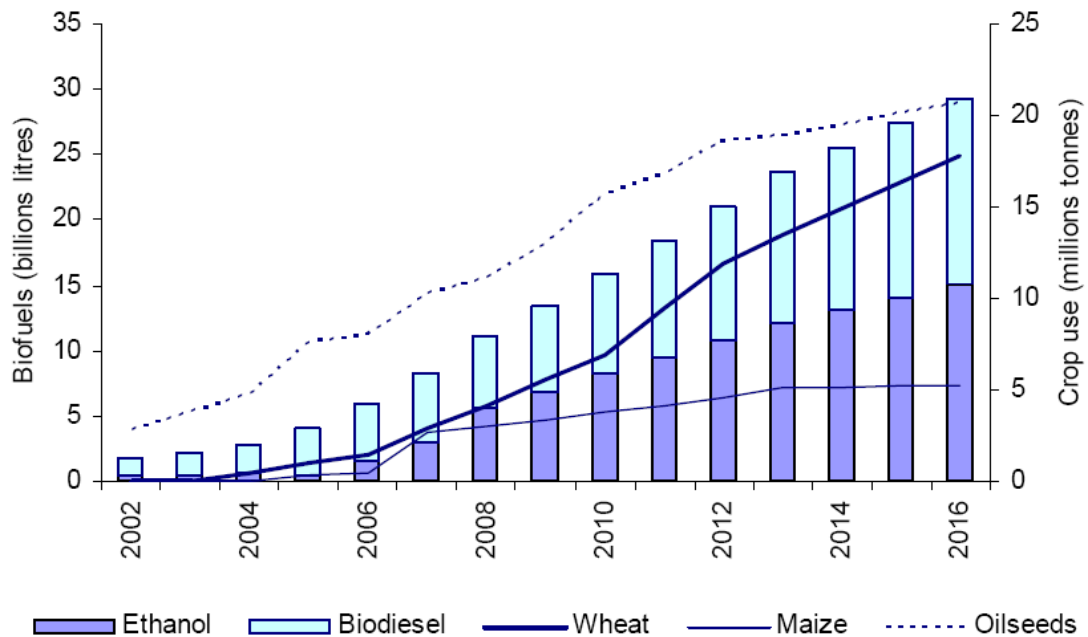


Abbildung 3.9: Entwicklung der Biokraftstoffproduktion in der EU (OECD/FAO, 2007)

Die Entwicklung des Marktes für Biokraftstoffe ist durch einige Unsicherheiten geprägt. Zum einen sind politische Leitlinien, nach denen in verschiedenen Ländern Biokraftstoffe gefördert werden, oftmals nicht vorhanden, obwohl die Förderung selbst teilweise große Auswirkungen auf den Anbau von Energiepflanzen sowie auf deren Preis hat.

Nur auf der Grundlage von Szenarien lässt sich der Anbau von für die Biokraftstoffproduktion erforderlichen Energiepflanzen und damit zusammenhängend der Verbrauch von Düngemitteln für den Anbau abschätzen. Eine Abschätzung wurde von INTEGER (200X) vorgenommen, in der ein Anstieg von ca. 3 Mio. t NPK im Jahr 2006 auf ca. 6 Mio. t NPK Dünger im Jahr 2012 genannt wird. Dies entspricht fast einer Verdoppelung des Düngemittelbedarfs für den weltweiten Anbau von für die Biokraftstoffproduktion erforderlichen Energiepflanzen (siehe Abbildung 3.10).

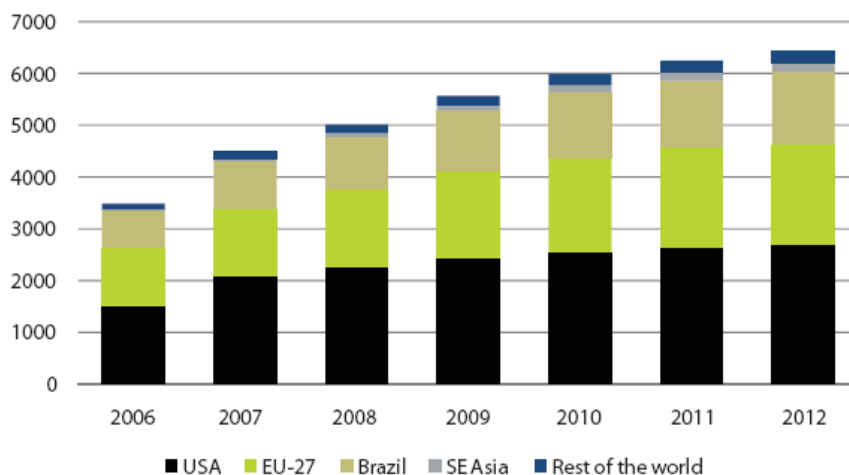


Abbildung 3.10: Düngemittelverbrauch (in 1000 t NPK) für Biokraftstoffproduktion nach Regionen (INTEGER, 200X)

Verglichen mit dem gesamten weltweiten Düngemittelverbrauch (nach FAO, 2000) beträgt der Düngerbedarf für die Biokraftstoffproduktion in 2006 ca. 2,44%. Durch die Ausweitung der Produktion entsprechend der Abschätzung von Integer (200X) steigt der Bedarf bis 2012 auf ca. 4,5% an. Dabei wird unterstellt, dass der Energiepflanzenanbau zusätzlich zum davon unbeeinflussten Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen erfolgt und dass dafür Flächen verwendet werden, die bis dahin nicht oder nur extensiv landwirtschaftlich genutzt wurden (vgl. THE STAR, 2008).

3.3.2 Andere Bereiche der Verwendung von Phosphat

Außer in der Landwirtschaft wird Phosphat zwar in einer Reihe von Industriezweigen verwendet, die verbrauchten Mengen in allen nicht der Landwirtschaft zugehörigen Bereichen zusammen machen aber nur einen Bruchteil der Gesamtnachfrage aus. Nach Regionen gegliedert ist die Nachfrage nach Phosphaten in den verschiedenen Verwendungsbereichen in Tabelle 3.8 dargestellt. Dieser Aufstellung zufolge finden nur 5,2% des weltweit verbrauchten Phosphats außerhalb der Landwirtschaft Verwendung. 70% davon, d. h. 3,5% des Gesamtverbrauchs gehen in die Herstellung von Seifen und Detergenzien. Ein Anteil von 0,6% findet in der Lebensmittelveredelung und Getränkeproduktion Verwendung, 0,3% in der Wasserbehandlung und gut 0,1% in der Zahnpastaherstellung. Die verbleibenden 0,6% fließen in industrielle Verwendungen wie die Keramikherstellung, die Lederverarbeitung, Flamm- und Frostschutzmittel, Antikorrosionspigmente in der Metallverarbeitung, die Textil- und Gummiherstellung und Fermentationsprozesse.

Tabelle 3.8: Verwendung von Phosphaten (in 1.000 t P₂O₅) in verschiedenen Anwendungsbereichen und Regionen im Jahr 2006

	Europa	Amerika	Asien	Sonstige	Welt
Düngemittel	6.632	12.102	22.373	8.267	49.374
Seifen & Detergenzien	458	460	568	350	1.836
Lebensmittel & Getränke	76	172	48	13	309
Wasserbehandlung	49	54	48	13	164
Zahnpasta	8	24	30	6	68
Andere Verwendungen*	96	121	56	14	287
Summe	7.319	12.933	23.123	8.663	52.038

Quelle: IFA (2007), SCHRÖDTER et al. (2008), eigene Berechnungen

* Keramik, Lederverarbeitung, Flammenschutzmittel, Antikorrosionspigmente, Textilien, Gummierstellung, Aktivkohle, Fermentationsprozesse, Frostschutzmittel

In Europa ist der Anteil nicht-landwirtschaftlicher Verwendungen aufgrund der im Vergleich zu anderen Sektoren geringeren Bedeutung der Landwirtschaft naturgemäß etwas höher. Hier addieren sich Anteile von 6,3% bei der Seifen- und Detergenzienherstellung, 1% für Lebensmittel und Getränke, 0,7% für die Wasserbehandlung, 0,1% für die Zahnpastaherstellung und 1,3% für die anderen industriellen Verwendungen auf einen Gesamtanteil von 9,4%. Trotz eines im weltweiten Vergleich deutlich höheren Anteils gehen aber immer noch weniger als ein Zehntel des Phosphatverbrauchs in nicht-landwirtschaftliche Verwendungen.

Im Zeitraum von 1999 bis 2006 ist der Phosphatverbrauch im Weltmaßstab, wie in Tabelle 3.9 dargestellt, in allen aufgeführten Verwendungsbereichen um 15 bis 25 Prozent und damit schneller angestiegen als der Phosphatverbrauch in der Landwirtschaft, der mit einer Anstiegsquote von 13% in etwa der Zuwachsquote für den Gesamtverbrauch entspricht. Etwas anders stellen sich demgegenüber die Verhältnisse in Europa dar, wo bei insgesamt stagnierendem Gesamtphosphatverbrauch die nicht-landwirtschaftlichen Verwendungsbereiche um etwa 10 bis 15 Prozent zulegen. Eine Charakterisierung der wichtigsten Verwendungsbereiche ist im Folgenden aufgeführt.

Tabelle 3.9: Veränderung nicht in der Landwirtschaft verwendeter Phosphatmengen (in 1000 t P₂O₅) im Zeitraum 1999 bis 2006

	1999	2000	2002	2004	2006
Europa					
Seifen & Detergenzien	405	412	389	419	458
Lebensmittel & Getränke	66	68	70	73	76
Wasserbehandlung	45	46	46	48	49
Andere Verwendungen ^a	91	94	94	99	104
Gesamtverbrauch^b	7.717	7.050	7.170	7.692	7.319
Welt					
Seifen & Detergenzien	1.444	1.500	1.540	1.680	1.836
Lebensmittel & Getränke	251	260	272	291	309
Wasserbehandlung	143	146	149	156	164
Andere Verwendungen ^a	291	303	311	332	355
Gesamtverbrauch^b	45.973	45.907	48.292	51.480	52.038

^a ohne Landwirtschaft; ^b einschließlich Landwirtschaft zum Vergleich

Quelle: IFA (2007), SCHRÖDTER et al. (2008), eigene Berechnungen

Seifen und Detergenzien sind ein Hauptverwendungsbereich von Phosphaten. Industrielle Detergenzien enthalten bis zu 35% Phosphat (hauptsächlich Pentanatriumtriphosphat) als Gerüststoff. Dabei erfüllt das Phosphat gleichzeitig mehrere Funktionen. Beim Wäschewaschen wirkt es als Weichmacher, indem es mehrwertige Metallionen abschirmt und ihre Ablagerung auf dem Waschgut verhindert. Außerdem verhindert Phosphat Ablagerungen innerhalb der Waschmaschine – vor allem auf den Heizstäben. Der Waschprozess selbst wird durch Phosphat unterstützt, indem es die Waschemulsion stabilisiert und die Oberflächenaktivität der waschaktiven Substanzen erhöht wird. Nachdem die Verwendung von Phosphaten in Haushaltswaschmitteln wegen ihrer eutrophierenden Wirkung auf die Gewässer schon in den 1980er Jahren weitgehend eingeschränkt wurde, halten sie zwischenzeitlich über die Geschirrspülmaschinen wieder Einzug in die Privathaushalte (SCHRÖDTER et al., 2008). Als mögliche Ersatzstoffe für Phosphate im Bereich der Detergenzien fanden und finden unter anderem bestimmte Silikate (vor allem Zeolith A), Polycarboxylate, Nitrilotriacetat und Zitronensäuresalze Verwendung (KATALYSE, 1993).

In der **Lebensmittelindustrie** stehen die Ionenaustauschkapazität der Phosphate und ihre kolloidalen Eigenschaften im Vordergrund. Vor allem in der Käseproduktion werden Phosphate mittlerer Kettenlänge als Schmelzsatz verwendet, welches ein Verklumpen der Käsebestandteile während des Schmelzens verhindert. Daneben gelangen auch langkettige Phosphate wegen ihrer bakteriostatischen Wirkung im Käse zum Einsatz. In geringerem Umfang dienen auch Mono- und Diphosphate als Puffersalze. In anderen Milchprodukten wie Pudding, Eis oder Soßen binden Phosphate vorhandene Kalziumionen und erhöhen so die Dispersionsfähigkeit. Auch in Fleischprodukten werden Phosphate verwendet, um eine

Veränderung der Proteinstruktur und den damit einhergehenden Verlust von Gewebewasser zu verhindern, was einen Qualitätsverlust zur Folge hätte. Als Backhilfe reagiert $\text{Na}_2\text{H}_2\text{PO}_4$ erst während des Backprozesses mit dem im Backpulver ebenfalls enthaltenen Triebmittel NaHCO_3 . Davor erlaubt es die problemlose Herstellung großer Teigmengen. Diese Eigenschaft ist auch vorteilhaft für die Herstellung vorgefertigter Backmischungen (SCHRÖDTER et al., 2008).

Die Phosphatierung ist ein in der **Metallverarbeitung** weit verbreitetes Verfahren, bei dem durch chemische Reaktionen von metallischen Oberflächen mit wässrigen Phosphat-Lösungen eine sogenannte Konversionsschicht aus fest haftenden Metallphosphaten gebildet wird. Die Phosphatierung wird meist bei Stahl angewandt, kann aber auch für verzinkte oder kadmierte Stähle und Aluminium verwendet werden. Hauptzweck der Phosphatierung sind Korrosionsschutz, Haftvermittlung, Reib- und Verschleißminderung sowie elektrische Isolation.

Auch in anderen Bereichen der industriellen Produktion (z. B. Leder-, Farben- oder Keramikherstellung) sind es immer wieder die schon genannten Eigenschaften – als Komplexbildner bzw. Wasserenthärter, als Puffersubstanz und als Stabilisator kolloidaler Gemische – die für den Einsatz von Phosphaten sprechen. Für alle diese Funktionen sind, wie für die Haushaltswaschmittel bereits ausgeführt wurde, auch Ersatzstoffe verfügbar. Bei der Frage, ob im Falle eines Preisanstiegs von Phosphat in größerem Umfang Substitutionsprozesse einsetzen, ist zu berücksichtigen, dass Phosphat in den meisten Fällen nur einen verhältnismäßig kleinen Beitrag zu den Gesamtkosten leistet. Viel entscheidender ist es, dass die (verschiedenen) Phosphate meist Bestandteil einer komplizierten Rezeptur sind, in der der Austausch einer oder mehrerer Substanzen Veränderungen bei vielen anderen Komponenten zur Folge hat. Der Prozess der Neueinstellung und des Testens einer Rezeptur ist folglich zeitaufwendig und teuer. Er wird meist bei der Substitution einzelner Substanzen ein wichtigeres Hindernis darstellen als die Kosten der Substanzen selbst. Schließlich kommt als weiteres Argument gegen eine Substitution hinzu, dass auch mögliche Ersatzsubstanzen längerfristig teurer werden können, so dass der Anreiz zur aufwändigen Neuformulierung vorhandener Rezepturen weiter sinkt.

3.4 Entwicklung des Phosphatpreises

Ein erster Schritt in dem Versuch, die zukünftige Entwicklung des Preises für eine Ressource vorherzusagen, besteht üblicherweise darin, die historische Entwicklung zu analysieren, dabei Faktoren ausfindig zu machen, die in der Vergangenheit eine signifikante Bedeutung hatten, und schließlich Aussagen darüber zu machen, welche dieser Faktoren in Zukunft eine Rolle spielen könnten (vgl. Kap. 3.4.1 und 3.4.2). Dieser Ansatz wird auch hier verfolgt, wobei sich jedoch herausstellen wird, dass bestimmte Faktoren gerade in der jüngsten Vergangenheit eine Entwicklung herbeigeführt haben, die nur kurzfristig von Bedeutung ist und keine Vorhersage der längerfristigen Preisentwicklung erlaubt. Zur Abschätzung der

zukünftigen Preisentwicklung wird daher eine Fundamentalanalyse angewendet, in der (in Kap. 3.4.4) auf der Grundlage von Kostendaten (aus Kap. 3.4.3) eine Angebotskurve ermittelt und unter Zuhilfenahme von Daten zur Nachfrageentwicklung (aus Kap. 3.3) in die Zukunft extrapoliert wird. Schließlich kann auf der Basis dieser Angebotskurve und unter Zugrundelegung gewisser Annahmen der Versuch einer längerfristigen Vorhersage der Preisentwicklung in unterschiedlichen Szenarien unternommen werden.

3.4.1 Historie der Phosphatpreisentwicklung und Phosphatproduktion

Der Phosphatpreis ist kein zentral notierter Welthandelspreis, sondern wird im Rahmen von „Over the counter“-Geschäften individuell zwischen Anbietern und Interessenten ausgehandelt. So kann der Preis je nach Vertrag und Region, in der er abgeschlossen wurde, deutliche Unterschiede aufweisen. Beispielhaft lässt sich die langfristige Entwicklung des Rohphosphatpreises in den USA anhand der Daten des US Geological Survey nachvollziehen (USGS, 2007). Der durchschnittliche (regelmäßig durch Befragung der Marktakteure ermittelte) Preis für Rohphosphat ist hier im 20. Jahrhundert von unter 5 auf ca. 35 US\$/t gestiegen. Der Preisanstieg erfolgte über weite Strecken parallel zur Zunahme des Phosphatverbrauchs (vgl. Abbildung 3.11).

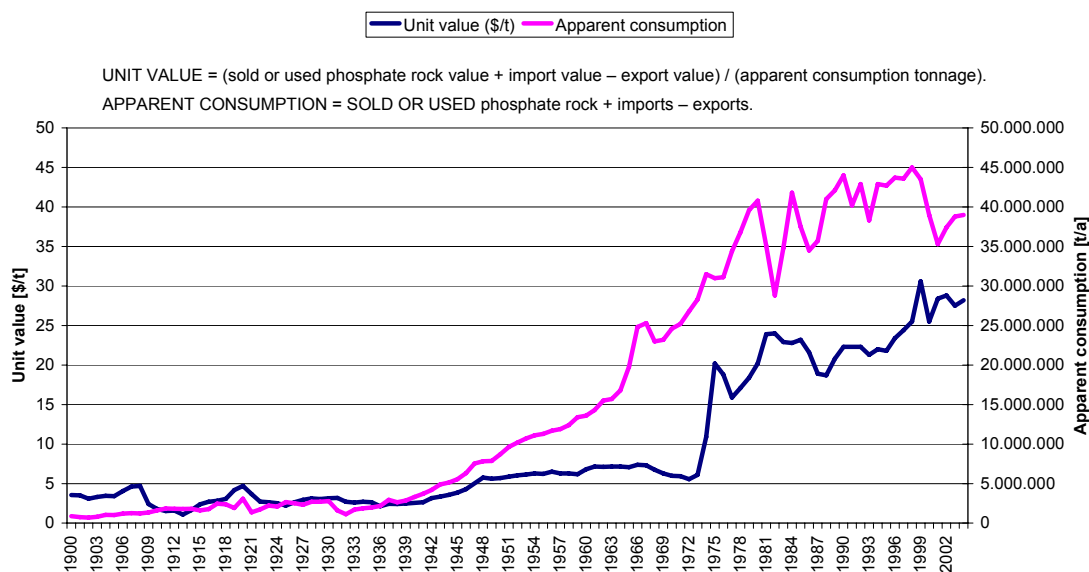


Abbildung 3.11: Preisentwicklung und Verbrauch von Rohphosphat (als P_2O_5) in den USA (USGS, 2007)

Da es keinen einheitlichen, *weltweit* gültigen Marktpreis gibt, existiert auch keine global gültige Preiskurve. Stattdessen ist die weltweite Produktion von Rohphosphat in Abbildung 3.1 dargestellt. Hier ist vor allem nach dem 2. Weltkrieg ein starker Anstieg zu erkennen, der von einem starken Rückgang des Phosphatverbrauchs als Folge des Zusammenbruchs des Ostblocks nach 1990 und einem mäßigen Anstieg in jüngerer Vergangenheit gefolgt ist. In Tabelle 3.10 ist außerdem dargestellt, wie sich die weltweite Phosphatproduktion auf die verschiedenen Regionen verteilt. So ist in den letzten 10 Jahren die Phosphatproduktion in

Ostasien (hauptsächlich China) stark angestiegen. Dort wird mit 34% des weltweiten Anteils am meisten Phosphat produziert. In Afrika, welches die größten Rohphosphatvorkommen besitzt, werden ca. 26% der Weltproduktion gefördert – davon fast zwei Drittel in Marokko. Dicht gefolgt ist Afrika von den USA, die ihre Vorkommen intensiv selber nutzen (18% der Weltproduktion). In den USA sind die dicht an der Oberfläche liegenden Phosphatvorkommen bereits weitgehend abgebaut. Daher bedeutet die Erschließung neuer Phosphatfelder, dass die zu fördernde Schicht immer tiefer liegt und teilweise einen geringeren Phosphatanteil aufweist. Dies bedeutet eine Kostensteigerung bei der Produktion und starke Eingriffe in die Umwelt, die aufgrund strenger Vorschriften zur Renaturierung weitere hohe Kosten verursachen, so dass sich eine Erschließung weiterer Minen zurzeit teilweise nicht lohnt. Aus diesem Grund ist die Produktion in den USA in den letzten Jahren zurückgegangen. Schließlich sind als wesentliche Phosphatproduzenten noch der Nahe Osten (d. h. Israel, Jordanien und Syrien) und Russland zu nennen, deren Anteil an der Weltphosphatproduktion jeweils etwa 7,5% beträgt.

Tabelle 3.10: Nach Regionen gegliederte Weltproduktion von Rohphosphat (in 1.000 t P₂O₅) (IFA, 2007)

Regionen	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Change*	Share
West Europa	734	751	767	800	799	838	823	858	2,3%	0,5%
Osteuropa & Zentralasien	12.315	11.662	11.685	12.387	12.766	13.534	13.320	12.526	0,2%	7,5%
Nordamerika	40.867	39.491	32.484	37.205	35.046	36.392	36.404	30.999	-3,9%	18,5%
Lateinamerika	5.683	6.207	6.040	5.503	5.556	6.028	6.026	6.233	1,3%	3,7%
Afrika	38.697	37.887	37.139	38.759	40.562	43.566	44.618	43.077	1,5%	25,7%
Westasien (Mittlerer Osten)	12.526	12.102	11.697	13.430	12.385	12.053	12.793	12.368	-0,2%	7,4%
Südafrika	1.293	1.226	987	1.279	1.291	1.405	1.402	1.603	3,1%	1,0%
Ost Asien	32.980	34.991	40.503	42.398	45.763	48.732	53.873	57.363	8,2%	34,2%
Ozeanien	1.256	2.071	2.766	2.769	2.888	2.777	2.868	2.574	10,8%	1,5%
Total	146.349	146.388	144.068	154.529	157.056	165.325	172.126	167.600	2,0%	100,0%

* Veränderung in % p.a. über den Zeitraum 1999 bis 2006

Im Zeitraum seit dem Report der British Sulphur (CRU, 2003) hat die Phosphatproduktion bis 2006 um weltweit 10 Mio. Tonnen zugenommen. Diese Mehrproduktion kann durch die im Report (CRU, 2003) erwähnten freien Produktionskapazitäten gedeckt worden sein. Da nicht für alle Minen die aktuelle Produktion im Vergleich zur möglichen Förderkapazität erwähnt ist, kann die freie Kapazität nur abgeschätzt werden. Diese Abschätzung führt jedoch dazu, dass von einem Erreichen der Kapazitätsauslastung der im Report aufgeführten Minen bis ca. 2008 ausgegangen werden kann.

In Abbildung 3.12 ist zu erkennen, dass die Preise für Phosphorsäure seit 2003 ansteigen, während der Rohphosphatpreis bis Mitte 2007 relativ konstant bleibt. Dieser Preisanstieg ergibt sich aus gestiegenen Energiekosten (siehe Ölpreisentwicklung in Abbildung 3.13)

sowie einer Verknappung der Aufbereitungskapazität (CRU, 2003) bzw. dem Bestreben der Rohphosphatproduzenten, einen größeren Teil der Wertschöpfungskette zu integrieren und selbst eine weitergehende Aufbereitung zu Düngemittel zu etablieren, um an den dort höheren Gewinnspannen teilzuhaben.

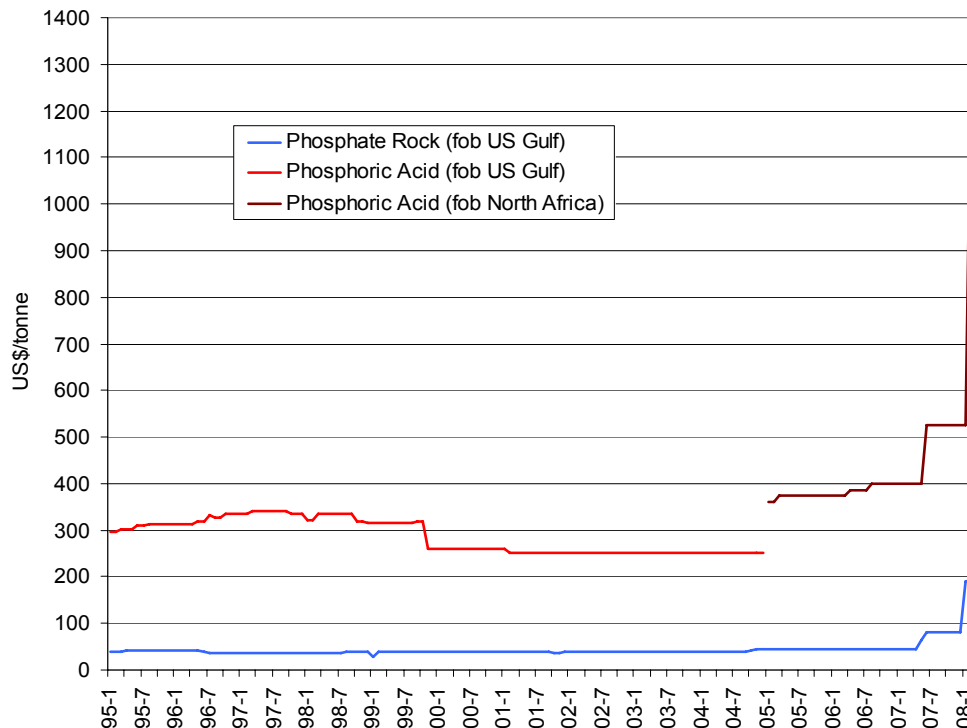


Abbildung 3.12: Preisentwicklung von Rohphosphat und Phosphorsäure (gemessen als P_2O_5) im Zeitraum 1995 bis 2008 (FERTILIZER INTERNATIONAL, 2008)

Ein deutlicherer Preisanstieg für Phosphorsäure (stellvertretend für Düngemittel) ist ab Mitte 2007 erkennbar, die dann offensichtlich mit einem Anstieg der Rohphosphatpreise im Zusammenhang steht. Hinzu kommt ein Anstieg der Energiekosten. Für den Anstieg der Rohphosphatpreise selbst sind vor allem Aufbereitungskapazitätsengpässe verantwortlich, da für das Jahr 2008 erstmals ein so starker Anstieg der Rohphosphatnachfrage erwartet wird, dass von einer vollständigen Auslastung der Aufbereitungsanlagen auszugehen ist (BUDENHEIM, 2008). Die Folge ist Knappheit und damit ein Preisanstieg am Markt. Ein weiterer Faktor für den Preisanstieg ist laut THE MARKET (2008) ein chinesischer Exportstop für das 2. und 3. Quartal 2008.

Der sprunghafte Anstieg für die Rohphosphatpreise resultiert also vor allem aus einem kurzfristigen Überschreiten der Abbaukapazitäten durch die weltweit steigende Nachfrage. Rohstoffspekulation als hauptsächlicher Treiber des Preisanstieges wie im Fall des Rohöls und anderer Rohstoffe sind dagegen beim Rohphosphat weniger wahrscheinlich, da es entsprechend der fehlenden zentralen Notierung eines weltweit gültigen Phosphatpreises auch keinen Optionsmarkt für Rohphosphat gibt. Die Erwartungsbildung über die zukünftige

Preisentwicklung sollte also nicht in so großem Umfang in die tatsächliche Preisentwicklung einfließen wie in anderen Bereichen.

Als Reaktion auf die Engpässe wird die Kapazität der Rohphosphatherstellung in nächster Zukunft steigen, da Erweiterungen und neue Produktionsstätten in Planung sind. Eine bedeutende Steigerung (um ca. 14% bis 2009) wird auch die Phosphorsäureproduktion erfahren. Zurzeit ist auch der Phosphorsäure-Markt recht eng, durch die Erweiterung der Produktionskapazitäten wird ab 2009 auf dem Weltmarkt ein Überschuss verfügbar sein (HEFFER und PRUD'HOMME, 2005). Einige Minenprojekte sind in der Planung (Wonarah Projekt im Northern Territory, Australien) bzw. in der Entwicklung (Al-Jalamid in Saudi Arabien). Nach Einschätzungen von CRU (2003) sollte es nach einer zwischenzeitlichen Verknappung der Produktionskapazität durch die Eröffnung neuer Minen bis 2011 wieder zu einer Entspannung des Verhältnisses von Angebot zu Nachfrage kommen, was sich auch in den Preisen niederschlagen würde.

Umgekehrt wirkt sich aber auch die Preisentwicklung auf den Umfang (wirtschaftlicher) Förderkapazitäten aus. Zurzeit gibt es beispielsweise in Mexiko stillliegende Minen, deren Produktion bei einer Preissteigerung aufgenommen werden kann. In Australien gibt es ein Projekt der australischen Firma Minemakers, das zunächst nicht wirtschaftlich realisierbar war, nach dem jüngsten Anstieg des Rohphosphatpreises von 50 auf 200 US\$ pro Tonne aber den Break-even überschreiten konnte.

3.4.2 Einflussfaktoren auf die Produktionskosten von Phosphat und Phosphorsäure

3.4.2.1 Energiepreis

Der Preis für Rohöl hat sich seit dem Jahr 2001 bis zu seiner Spitzennotierung von über 140 US\$ pro Barrel im Juli 2008 mehr als verfünffacht (vgl. auch Abbildung 3.13), ist danach jedoch infolge der Finanzmarktkrise und des dadurch initiierten, weltweiten Konjunktur-einbruchs um zwei Drittel auf 45 US\$ pro Barrel (Stand 3.12.2008) zurückgegangen. Der enorme Preisanstieg bis Mitte 2008 war sicherlich zum Teil durch den weltweit steigenden Energiebedarf, mehr jedoch noch durch die *Erwartung* eines noch weiter steigenden Bedarfs bei gleichzeitiger Verknappung der Förderung hervorgerufen. Experten sind der Überzeugung, dass die Spitze der weltweiten Ölproduktion bereits jetzt, spätestens jedoch in ein bis zwei Jahrzehnten erreicht sein wird. Nach diesem als „Peak Oil“ bezeichneten Denkansatz wird die verfügbare Rohölmenge in Zukunft nicht mehr zu-, eher jedoch abnehmen – und der Preis infolge der weiter steigenden Nachfrage mittel- und langfristig ansteigen. Dem steht der Preiseinbruch in der zweiten Hälfte des Jahres 2008 nur scheinbar entgegen, liegt doch auch der aktuelle, von enttäuschten Erwartungen geprägte, niedrige Preis noch deutlich über den zu Beginn dieses Jahrzehnts herrschenden Preisen.

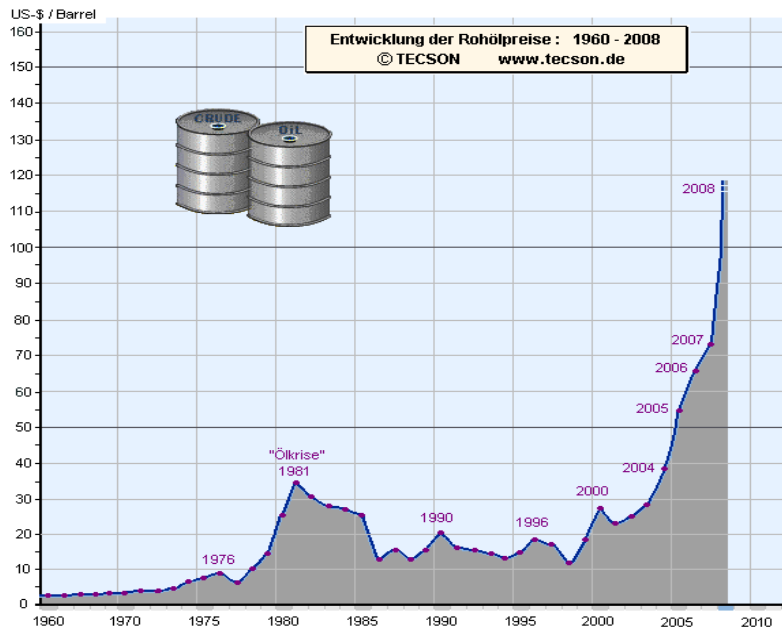


Abbildung 3.13: Ölpreisentwicklung (TECSON, 2008)

Jenseits tatsächlicher, physischer Knappheit können neben (übertriebenen) Erwartungen hinsichtlich der globalen Wirtschaftsentwicklung und der daraus resultierenden Ölnachfrage auch politische Unsicherheiten hinsichtlich Erdöl exportierender Länder wie dem Irak in einem spekulationsgetriebenen Markt wie dem Rohölmarkt zu starken kurzfristigen Preisausschlägen (nach oben) führen, die aber nicht auf Dauer erhalten bleiben. Die längerfristige Preisentwicklung wird zwar ebenfalls nach oben zeigen, aber mit deutlich geringeren Steigerungsraten als sie in den vergangenen Jahren festgestellt werden konnte. Dennoch ist es in Abwägung der genannten Faktoren nicht unangebracht, einen Erdölpreisanstieg auf 100 US\$ pro Barrel bis zum Jahr 2030 zu unterstellen. Die Analyse der Phosphatförderkosten in Kapitel 3.4.3 wird zeigen, welchen Einfluss ein solcher Anstieg auf den Phosphatpreis haben könnte.

3.4.2.2 Schwefelpreis

Schwefel fällt zu 98 Prozent als Nebenprodukt bei der Gewinnung und Weiterverarbeitung (insbesondere der Entschwefelung) von Erdöl und Erdgas an. Schwefelexportländer sind Kanada und die Öl exportierenden Länder. 90 Prozent des weltweiten Schwefelverbrauchs wird für die Produktion von Schwefelsäure eingesetzt. Während der Schwefelpreis von 1995 bis 2007 relativ konstant war, ist parallel zum sprunghaften Anstieg der Düngemittel- und Rohstoffpreise ab Mitte 2007 auch ein Anstieg für den Schwefelpreis zu erkennen. Der Preisanstieg resultiert laut BUDENHEIM (2008) aus unerwarteten Raffinerieausfällen, anhaltenden Verzögerungen in der Kapazitätsausweitung und geringen Exporten des führenden Exportlandes Kanada sowie aus einer um 3,7% gestiegenen Nachfrage, die vor allem aus dem stark steigenden chinesischen Import resultiert. Von diesen als vorübergehend anzusehenden Kapazitätsengpässen abgesehen ist abzusehen, dass die bisher übliche Verwendung stark schwefelhaltigen Schweröls als Treibstoff für Hochseeschiffe als

Schwefelsenke in Zukunft stark eingeschränkt werden wird. So hat die International Maritime Organisation im Oktober 2008 beschlossen, den bisher entsprechend Annex VI der MARPOL Konvention gültigen Schwefelgrenzwert in Schiffstreibstoffen von 4,5 Prozent (1,5 Prozent in speziellen Kontrollgebieten) bis zum Jahr 2020 stufenweise auf 0,5 (0,1) Prozent zu senken (T&E, 2008).¹ Es werden folglich auch für diesen Zweck neue Raffineriekapazitäten errichtet werden müssen, die das Angebot auf dem Schwefelmarkt deutlich erhöhen werden. Folglich ist längerfristig nicht mit einer nennenswerten Steigerung des Schwefelpreises zu rechnen.

3.4.2.3 Transportkosten

Der Transportsektor ist in großem Maße vom Energiesektor abhängig. Dadurch führt ein Anstieg der Energiekosten zu einem Anstieg der Transportkosten. In Abbildung 3.14 ist zu erkennen, dass der Anteil der Treibstoffkosten an den gesamten Transportkosten von 20% im Jahr 2001 bis 2008 auf 50% angestiegen ist. Bei einem Ölpreis von 200 US\$ pro Barrel würden die Kosten sogar 80% der gesamten Transportkosten ausmachen. Die Transportkosten sind demzufolge parallel zu den Ölpreisen gestiegen. Die hohen Transportkosten wirken sich bereits auf den Welthandel aus. So importieren die USA bereits weniger Stahl aus China. In der Schweiz wird ein Anstieg der Kosten pro Container von gut 65% in einem Jahr gemeldet. Für die Händler bedeutet dies, dass nach alternativen Produktionsstätten in der Nähe gesucht wird (Osteuropa statt Asien) (REGENASS, 2008).

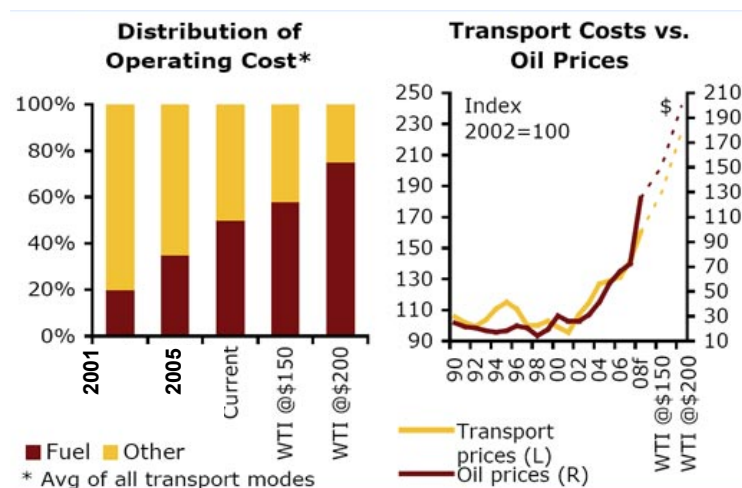


Abbildung 3.14: Anstieg der Transportkosten durch Ölpreisanstieg (FAZ, 2008)

¹ MARPOL Annex VI ist eine weltweite Regulierung für von Schiffen ausgehende Emissionen. Sie erlaubt gegenwärtig Schwefelgehalte bis zu 4.5% (= 45.000 ppm). So genannte Sulphur Emission Control Areas (SECAs), in denen nur bis zu 1.5% (15.000 ppm) Schwefel erlaubt sind, umfassen derzeit die Nord- und Ostsee. Aktuelle Beobachtungen der IMO gingen in 2007 von tatsächlichen, durchschnittlichen Schwefelgehalten der Schiffstreibstoffe von 2,4% (24.000 ppm) aus. Zum Vergleich: Der Schwefelgehalt von Kraftfahrzeugtreibstoffen darf innerhalb der EU 10 ppm nicht überschreiten (T&E, 2008).

Für Rohphosphat als verhältnismäßig preisgünstiges Massengut stellen die Transportkosten einen umso wichtigeren Kostenfaktor dar als es in Mittel- und Westeuropa keine eigenen Vorkommen gibt und die somit unvermeidbaren Kosten einen substantziellen Anteil an den Gesamtkosten haben. Die Frachtkosten für den Seetransport hängen dabei nicht allein vom Ölpreis ab, wie in Abbildung 3.15 zu erkennen ist. Die Kosten für Seefracht sind sehr volatil. Dies hängt vor allem von Angebot und Nachfrage an Rohstoffen und zur Verfügung stehender Beförderungskapazität (d. h. Schiffskapazität) ab. Preise für die Beförderung einer Tonne Kohle schwankten innerhalb eines Monats um teilweise mehr als 100%. Eine vergleichbare Preisvariabilität ist auch für den Transport von Rohphosphat zu erwarten. Nomikos (2008) berichtet jedoch, dass kleine Schiffsgrößen (die eher für den Transport von Phosphat verwendet werden) etwas geringeren Preisschwankungen unterliegen als große. Der Trend zur Veredelung von Rohphosphat zu Düngemittel am Ort der Förderung wird durch steigende Frachtkosten unterstützt.

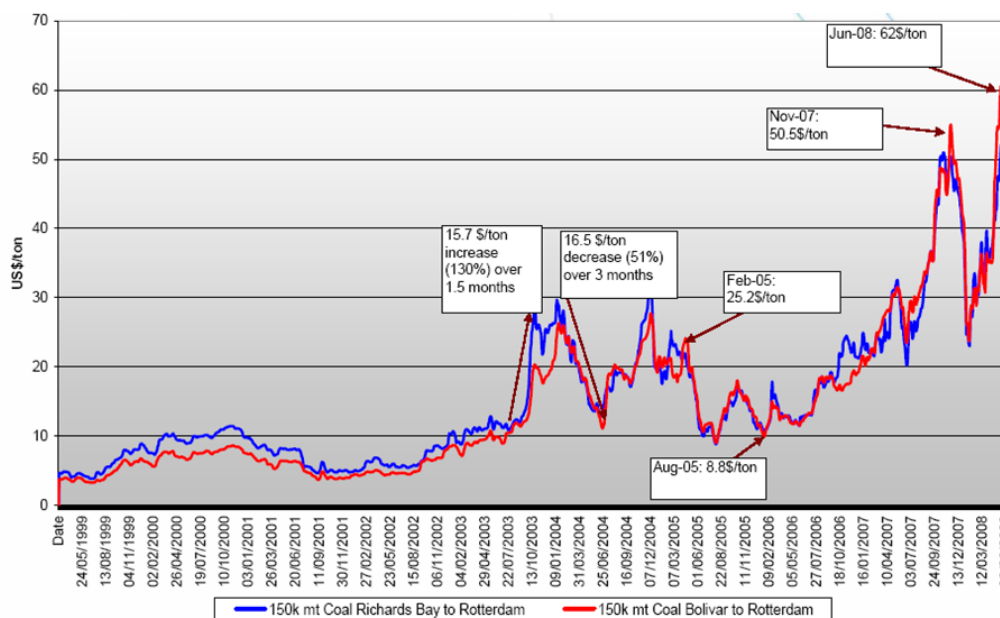


Abbildung 3.15: Volatilität auf dem Frachtmarkt am Beispiel Kohle (NOMIKOS, 2008)

Je höher die Transportkosten im Vergleich zum Phosphatpreis sind, desto entscheidender ist die relative Lage der Produktionsstätten zur Verbrauchsregion. Der Nahe Osten hat dabei eine sehr vorteilhafte geografische Lage für den stark expandierenden indischen Markt. Afrika wie auch der Nahe Osten haben zur Versorgung des europäischen Marktes eine gute Lage, wogegen chinesische Phosphatexporte für Europa unter vergleichbaren Bedingungen teurer wären.

Vergleicht man die Kosten für die Produktion von Rohphosphat im Jahr 2003 (durchschnittlich ca. 35 US\$/t) mit den Transportkosten für Kohle (die mit den Kosten für den Rohphosphattransport vergleichbar sind), so verursachen die Transportkosten mit 10 US\$/t knapp ein Viertel der Gesamtkosten von importiertem Phosphat aus. Eine starke Veränderung der Transportkosten wirkt sich demnach direkt auf die Phosphatgesamtkosten aus.

Schon die Steigerung der Transportkosten von 10 US\$/t auf knapp 20 US\$/t im Jahr 2007 hätte bei einem angenommenen gleichbleibenden Produktionspreis von 35 US\$/t zu einer Kostenerhöhung für die Phosphatbeschaffung von 45 auf 55 US\$/t.

In einer ähnlichen Relation zueinander stehen, wie aus Tabelle 3.11 ersichtlich, die Frachtkosten zu den sonstigen Kosten der Gesteuerung von Phosphorsäure. Bei Produktionskosten für Phosphorsäure zwischen 179 und 330 US\$/t (vgl. Kap. 3.4.5) sind die Frachtkosten etwa 4- bis 10-mal so hoch wie beim Rohphosphat, was auf das schwierigere Handling der Phosphorsäure und auf die geringere Tonnage der verwendeten Schiffe zurückzuführen ist.

Tabelle 3.11: Frachtkosten für Phosphorsäure im 1. Quartal 2003 (in US\$/t)

Ursprungsland	Nach Indien	Nach Europa
U.S. Golf	100	65
Marokko	70	45
Tunesien	70	45
Senegal	73	43
Südafrika	60	55
Jordanien	50	55
Israel	60	50
Saudi-Arabien	60	55
Russland	100	45
Polen	100	40

Insgesamt ist festzustellen, dass das Verhältnis zwischen Transport- und Produktionskosten von Rohphosphat und Phosphorsäure auch im Zuge des Energiepreisanstiegs der vergangenen Jahre relativ konstant geblieben ist, weil im gleichen Zeitraum die Rohstoffpreise einen ähnlichen Anstieg durchmachten.

Aus Tabelle 3.11 ist auch ersichtlich, dass die Frachtkosten nicht proportional zur Transportentfernung sind. Beispielsweise ist der Transport von den USA nach Indien nur doppelt so teuer wie der Transport von Jordanien oder Saudi-Arabien nach Indien, obwohl die Entfernung ungefähr viermal so groß ist. Das bedeutet, dass die Transportkosten insgesamt zwar relevant, aber nicht ausgesprochen entfernungsabhängig sind. Dieser Punkt würde dann an Bedeutung gewinnen, wenn der Wettbewerb um Rohstoffe in Zukunft weiter zunähme und die Phosphatnachfrage in Deutschland auch mit Hilfe von Anbietern jenseits der traditionellen Lieferländer in Nordafrika (insbesondere Marokko) und dem Nahen Osten gestillt werden müsste.

3.4.2.4 Entfernung von Schwermetallen

Ein weiterer Kostenfaktor, der zumindest bei der Verwendung von Rohphosphat für Düngemittel zum Tragen kommt, ist die zunehmende Vergesellschaftung von Rohphosphat

mit Schwermetallen. Bei Düngemitteln ist ein Inverkehrbringen nur zulässig, wenn sowohl die Ausgangsstoffe als auch das fertige Produkt die in der DÜMV vorgegebenen Höchstgehalte an Schwermetallen nicht überschreiten. Dies bedeutet, dass für Rohphosphat als Ausgangsprodukt für die Düngemittelherstellung ein Kadmium-Grenzwert von 70 mg/kg P_2O_5 eingehalten werden muss (vgl. Tabelle 3.12).

Tabelle 3.12: Grenzwerte für Kadmium in Düngemittel und deren Ausgangsstoffen (DÜMV, 2009)

	Kennzeichnung ab....	Grenzwert
Kadmium	1 mg/kg TM	1,5 mg/kg TM
Kadmium für Düngemittel ab 5% P_2O_5	20 mg/kg P_2O_5	
für deren Ausgangsstoff		70 mg/kg P_2O_5
für das Produkt		50 mg/kg P_2O_5

Vergleicht man die Anforderungen der Düngemittelverordnung mit den Schwermetallgehalten bekannter Rohphosphatvorkommen, so ist zu erkennen, dass bereits heute einige Minen die Anforderungen nicht einhalten (vgl. Tabelle 3.13). Bei einer Verschlechterung der Qualität im Zuge des fortschreitenden Abbaus könnten mehrere Minen Probleme mit der Einhaltung der Schwermetallgrenzwerte bekommen. Um dennoch als Anbieter von Rohphosphat im Geschäft zu bleiben, wäre es in diesen Fällen notwendig, die Schwermetalle in einem zusätzlich zu implementierenden Verfahrensschritt zu entfernen. Eine Reihe von Verfahrenstechniken wird in diesem Zusammenhang diskutiert, von denen die chlorierende Röstung am aussichtsreichsten zu sein scheint. Dabei wird das Chlorgas durch das auf 700°C erhitzte Erz geblasen, wodurch sich Kalzium und andere Schwermetalle als Chloride verflüchtigen. Zur Entfernung des verbleibenden Chlors muss das Erz abschließend noch einer Wäsche mit Wasser unterzogen werden. Die Zusatzkosten dieses Verfahrensschrittes werden mit 20 € pro Tonne angegeben (SCHÖNBUCHER, 1988).

Tabelle 3.13: Schwermetallgehalte in Rohphosphaten (ALBRIGHT & WILSON, interne Daten zitiert in DULEY (2001))

Land	Deponie	P ₂ O ₅ (wt %)	As (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Hg (ppb)	U (ppm)	V (ppm)
Israel		32	5	25	227	130	150	200
Jordanien		32	8	5	92	48	78	70
Morokko	Bu Craa	35,1		37,5			75	
	Louribga	32,6	13,3	15,1	200	855	88	106
	Youssoufia	31,2	9,2	29,2	255	120	97	200
Togo		36,7	10	58,4	101	365	94	60
USA	Florida	31,9	11,3	9,1	60	199	141	108
	Idaho	31,7	23,7	92,3	290	107	107	769
	N. Carolina	29,9	11,2	38,2	158	233	65	26
Südafrika		39,5	11	<2			9	17
Tunesien		29,3	4,5	39,5	144		44	27
Senegal		35,9	17,4	86,7	140	270	67	523
Australien		28,9	14	4	35	75	84	63
Syrien		31,9	4	3	105	28	75	140
China		31	26	2,5	33	4.990	22,8	80

3.4.3 Kostenstruktur der Phosphataufbereitung

Als Grundlage für die Analyse der Kosten in der Rohphosphat- und Phosphorsäureproduktion diente ein Bericht der CRU-Gruppe von British Sulphur (CRU, 2003), da Daten zur Kostenstruktur der Phosphatförderung nicht öffentlich zugänglich sind. Diesem Bericht zufolge lag die Preisspanne für Rohphosphat im Jahr 2003 zwischen 21 und 48 US\$/t. Durchschnittlich werden 43 Prozent der Kosten durch den Abbau und 35 Prozent durch die Aufbereitung des Rohphosphats verursacht. Hauptkostenfaktoren des Abbaus sind Lohnkosten, Energiekosten und die Kosten des Transports zur Aufbereitung, die mit 12, 9 bzw. 8 Prozent (jeweils von den Gesamtkosten) zu Buche schlagen. Bei der Aufbereitung liegen die Lohnkosten mit 9 Prozent hinter der Erzwäsche und der Flotation (mit 12 bzw. 10 Prozent). Die verbleibenden 22 Prozent der Kosten betreffen neben dem Transport zum nächstgelegenen Hafen (11 Prozent) die Abschreibung und Finanzierung von Investitionen (jeweils 5 Prozent) sowie Steuern und Gebühren (2 Prozent). Es ist hervorzuheben, dass Abschreibungen und Zinsen nicht bei allen Förder- und Aufbereitungsstätten aufgeführt werden, was dadurch begründet sein mag, dass ein Großteil der Anlagen bereits älter und damit abgeschrieben ist. Auch Steuern und Gebühren werden vielerorts nicht erhoben – zumeist dann, wenn der Staat selbst Betreiber der Anlagen ist.

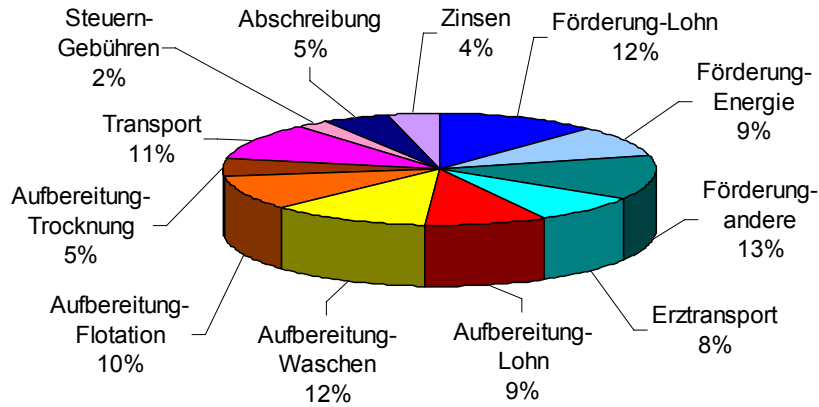


Abbildung 3.16: Kosten von Rohphosphatabbau und -aufbereitung (CRU, 2003)

Bei der Aufbereitung von Rohphosphat zu Phosphorsäure, dem zentralen Ausgangsstoff für die Bereitstellung der Phosphatkomponente von Düngemitteln, sind neben den Rohphosphatkosten besonders die Kosten für Schwefelsäure entscheidend, mit deren Hilfe das Phosphat aus dem übrigen Gesteinsanteil (i.d.R. >70%) des Rohphosphats herausgelöst wird. Beide Kostenkomponenten zusammen sind für 85 Prozent der Gesamtkosten verantwortlich. Hinzu kommen weitere Betriebskosten einschließlich Löhnen von etwa 12 Prozent sowie Finanzierungskosten von 3 Prozent, wobei auch hier der niedrige Anteil der Investitionskosten vor allem auf das Alter der bestehenden Anlagen zurückzuführen sein dürfte. Lineare Regressionsanalysen zeigen – nicht ganz unerwartet –, dass der Kostenfaktor Schwefelsäure in vollem Umfang in die Produktionskosten der Phosphorsäure eingeht und mehr als 60 Prozent der Varianz der Gesamtkosten erklärt. Durch die Zusammenfassung mit weiteren variablen Kostenfaktoren (mit Ausnahme des Rohphosphats) wird der Erklärungsgehalt der Kostenfunktion weiter erhöht. Demgegenüber tragen die Rohphosphatkosten im Durchschnitt nur zu etwas mehr als der Hälfte (54 Prozent) zur Erklärung der Gesamtkosten und zu gerade einmal 10 Prozent zur Erklärung der Varianz der Gesamtkosten bei. Das heißt, Vor- oder Nachteile von Phosphorsäureproduzenten hinsichtlich ihrer Ausstattung mit dem kostengünstigen Rohphosphat werden zu einem Teil durch den Einsatz anderer Produktionsfaktoren ausgeglichen. Folglich ist die relative Spanne zwischen dem kostengünstigsten und dem teuersten Phosphorsäureproduzenten deutlich (d. h. um ein Viertel) geringer als die Spanne zwischen dem kostengünstigsten und dem teuersten Rohphosphatproduzenten.

3.4.4 Rekonstruktion einer Angebotskurve für die Produktion von Rohphosphat

Mit Hilfe der Daten zu den Herstellkosten von Rohphosphat und den Gewinnungs- und Aufbereitungskapazitäten der einzelnen Förderstätten (CRU, 2003) war es möglich, durch Aggregation der Kapazitäten und Sortierung nach steigenden Kosten eine Angebotskurve zu konstruieren, die in Abbildung 3.17 aus Gründen der Geheimhaltung von Firmendaten nur in stilisierter Form hinterlegt ist. Auf der Basis dieser detaillierten Angebotskurve wurde

sodann eine einfache, über die Förderkapazität exponentiell steigende Kostenkurve approximiert, die als Grundlage für die Extrapolation der Angebotskurve in die Zukunft dient. Diese Extrapolation in die Zukunft geht von der Annahme aus, dass eine Kostenkurve immer nur für den Zeitpunkt gilt, für den sie bestimmt wurde – für den Ausgangspunkt der vorliegenden Analyse das Jahr 2002. Aus den vorliegenden Daten (CRU, 2003) konnten wir weiterhin ableiten, dass die Anbieter von Rohphosphat im Durchschnitt davon ausgehen, für einen Zeitraum von etwa 25 Jahren zu den jeweils herrschenden (Kosten-)Bedingungen Rohphosphat fördern und aufbereiten zu können. Dabei befinden sich manche Anbieter in der Situation, die Förderung und Aufbereitung zu herrschenden Kosten nur noch kurze Zeit fortführen zu können und danach zu aufwendigeren Verfahren oder Förderstätten übergehen zu müssen, wogegen andere, am anderen Ende der Skala, einen solchen Schritt gerade durchgeführt haben und daher auch längerfristig zu den herrschenden Bedingungen produzieren können.

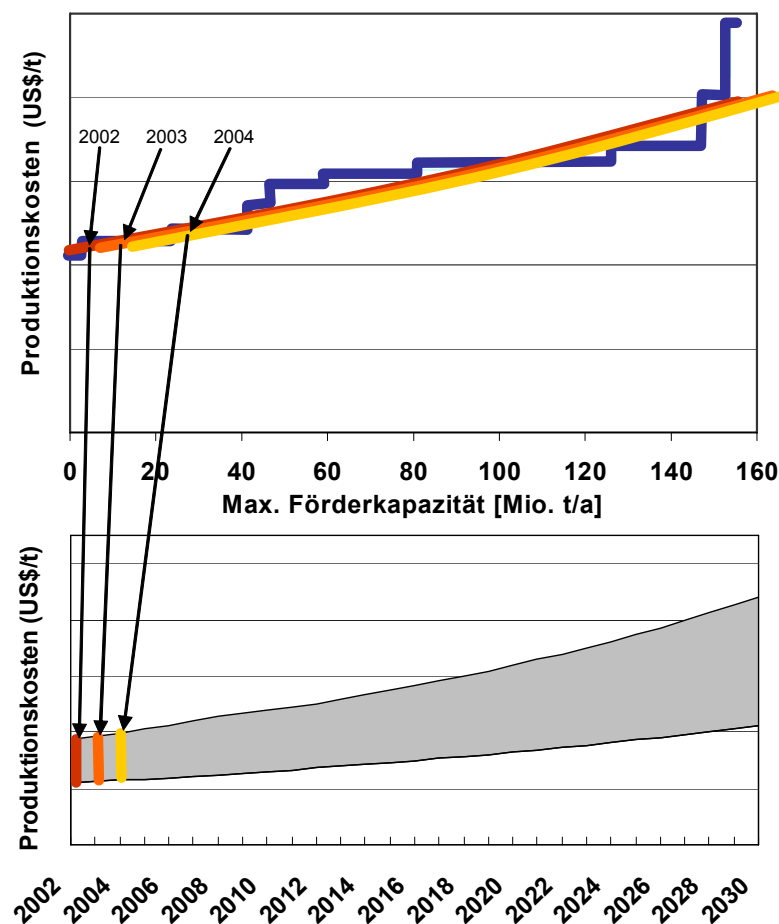


Abbildung 3.17: Rekonstruktion des Kostenkorridors der Rohphosphatproduktion bis zum Jahr 2030 (unten) aus der aktuellen Kostenkurve und ihrer angenommenen Verschiebung in der Zukunft (oben, beispielhaft dargestellt für die Jahre 2002 bis 2004) (Datenquelle: CRU, 2003)

Für die Kostenkurve bedeutet dies, dass, wie in Abbildung 3.17 (oben) dargestellt, am linken Ende jeweils ein Stück entfällt, das am rechten Ende ergänzt wird. Die Kurve verschiebt sich

im Laufe der Zeit sukzessive nach rechts oben. Hinter dieser Vorgehensweise verbirgt sich das Argument, dass oftmals gerade die am leichtesten zugänglichen Fördergebiete bereits am längsten ausgebeutet werden, wogegen neu zu erschließende Reserven i.d.R. schlechter zugänglich sind und das Rohphosphat dort in einer Form vorliegt, die z. B. aufgrund der Vergesellschaftung mit Kadmium oder Uran einen größeren Aufarbeitungsaufwand erfordert. Hinzu kommen steigende Anforderungen hinsichtlich des Umweltschutzes beispielsweise in den USA. Wie weit sich die Kurve in jedem Jahr verschiebt, hängt von der jeweiligen Nachfrage ab. Ist letztere genauso groß wie die Förderkapazität, dann verschiebt sich die Kurve um jeweils $1/25$ der maximalen Förderkapazität. Ist die Nachfrage geringer, dann ist auch die Verschiebung geringer. Führt eine verstärkte Nachfrage zu einem Ausbau der Kapazität, dann vergrößert sich auch die Verschiebung entsprechend.

Auf den in Abbildung 3.17 (unten) dargestellten Kostenkorridor wirken sich die Verschiebungen so aus, dass sowohl die untere als auch die obere Grenze exponentiell steigen – entsprechend der Form der Ausgangskurve (oben). Insgesamt steigt der Korridor umso stärker an, je stärker auch die zugrunde liegende Nachfrage im Zeitverlauf ansteigt. Im nachfolgenden Kapitel wird die dargestellte Herangehensweise nun genutzt, um die Kostenentwicklung der Rohphosphatgewinnung für verschiedene Nachfrageszenarien abzuschätzen.

3.4.5 Entwicklung des Rohphosphat- und Phosphorsäurepreises bis zum Jahr 2030

3.4.5.1 Szenarien der Phosphornachfrage

Wie aus Abbildung 3.1 ersichtlich, bewegte sich die Phosphatproduktion seit den späten 1970er Jahren mit gewissen Schwankungen um einen Durchschnittswert von 140 Millionen Tonnen pro Jahr (USGS, 2005). Seit dem Jahr 2000, als die Phosphatproduktion etwa 146 Millionen Tonnen betrug, war ein durchschnittlicher jährlicher Anstieg von etwa 2 Prozent zu verzeichnen (vgl. Tabelle 3.10), der den Auslastungsgrad der Produktionskapazitäten von knapp 90 Prozent im Jahr 2002 (CRU, 2003) zu voller Auslastung im Jahr 2007 führte. Zu diesem Zeitpunkt betrug die Jahresproduktion gut 170 Millionen Tonnen. Mitte 2007 und in noch stärkerem Umfang Anfang 2008 kam es aufgrund der weiter steigenden Nachfrage zu einem Kapazitätsengpass, der einen Hauptgrund für die in der Folge beobachtbaren enormen Preisanstiege (vgl. Abbildung 3.12) darstellen dürfte. Fachleute gehen davon aus, dass es bis zu 5 Jahren dauern kann, bis die Förder- und Aufarbeitungskapazitäten an die neue Nachfrage angepasst worden sein wird. Dafür spricht auch die Tatsache, dass gegenwärtig die Produktionskapazitäten für eine Reihe von Rohstoffen ausgelastet sind und ihre Betreiber bestrebt sind, durch einen Ausbau Abhilfe zu schaffen. Bestimmte, für diesen Bereich typische, universelle Investitionsgüter wie große Bagger und Trucks oder Förderbänder sind daher knapp und nur mit längeren Lieferzeiten zu beschaffen (JUNG, 2006). Hinsichtlich der Phosphatnachfrage gehen wir davon aus, dass aufgrund dieser Verzöger-

ungen die Phosphatproduktion im Zeitraum 2008 bis 2012 um maximal 0,5 Prozent pro Jahr steigen kann.

Danach werden für den Zeitraum bis zum Jahr 2030 zwei Szenarien unterschieden. Im mit „Business as usual“ (BAU) überschriebenen Szenario werden jährliche Steigerungsraten von einem Prozent unterstellt – etwas mehr als die von der FAO (2000) geschätzten 0,6 Prozent (vgl. Tabelle 3.5). Dieses Mehr wird mit der verstärkten Nachfrage von aufstrebenden Schwellenländern wie China, Indien und Brasilien begründet, die nicht nur eine beträchtliche Bevölkerung ernähren müssen, sondern aufgrund ihres wachsenden Wohlstands in zunehmendem Maße auch einen Übergang von der reinen Grundnahrungsmittelproduktion zur Herstellung von Veredelungsprodukten vor allem tierischen Ursprungs umsetzen müssen. Diese Produktion tierischer Nahrung setzt ein Mehrfaches an pflanzlicher Produktion voraus, das nur mit Hilfe erhöhter Düngergaben zu erreichen ist. Insgesamt führt dieses BAU-Szenario im Jahr 2030 gegenüber heute zu einer Mehrproduktion von Rohphosphat von 20 Prozent.

Im Alternativszenario „Biofuels“ wird zusätzlich zum Phosphatverbrauch des BAU-Szenarios angenommen, dass in nennenswertem Umfang Energiepflanzen angebaut werden, mit deren Hilfe der Anteil der erneuerbaren an den Treibstoffen für Kraftfahrzeuge entsprechend der politischen Vorgaben erhöht werden soll. Um diese zusätzlichen Erträge zu erwirtschaften, gehen wir im Vergleich zum BAU-Szenario von einer zusätzlichen Steigerung der Phosphatnachfrage um jährlich ein Prozent, insgesamt also um jährlich zwei Prozent bis zum Jahr 2030 aus. Das ist zwar ein durch Biofuels bedingter Zuwachs, der mit 0,5 Prozentpunkten jährlich doppelt so hoch ist wie der von INTEGER (200X) in Kapitel 3.3.1.5 veranschlagte Wert. Allerdings geht es uns in diesem Szenario darum, eine Obergrenze für die Steigerung der Phosphatnachfrage darzustellen, aus der im Endeffekt schließlich die maximal absehbare Rohphosphatpreissteigerung bis zum Jahr 2030 abgeleitet werden kann. Zwei Prozent jährlicher Zuwachs und eine Mehrnachfrage gegenüber dem BAU-Szenario von 22 Prozent im Jahr 2030 erscheinen uns daher gerechtfertigt.

3.4.5.2 Preisentwicklung des Rohphosphats

Die Kostenkorridore, die sich auf der Grundlage der Verbrauchsszenarien und der in Kapitel 3.4.4 dargestellten Methodik ableiten lassen, sind in Abbildung 3.18 dargestellt. Ihnen zufolge steigen die Kosten der Rohphosphatproduktion bis zum Jahr 2030 auf 42 bis 88 US\$ pro Tonne im Szenario BAU und 44 bis 103 US\$ pro Tonne im Szenario Biofuels an. Der obere Rand des jeweiligen Korridors dient außerdem als Ausgangslinie für die Berechnung der Preisentwicklung. Hier unterstellen wir, dass es, wie bereits heute ersichtlich, zu einer Globalisierung des Rohphosphatmarktes und damit zu einer Intensivierung des Wettbewerbs auf diesem Markt kommen wird. Das bedeutet, dass sich die Preise in Zukunft mehr als bisher an dem Anbieter mit den höchsten Kosten ausrichten werden. Außerdem gehen wir davon aus, dass die Phosphatanbieter in den Genuss einer Gewinnmarge von 10 Prozent

kommen. Die auf dieser Grundlage abzuleitenden Preise kommen aber erst 2012 zum Tragen, dann nämlich, wenn die jetzt eingeleitete Kapazitätsanpassung abgeschlossen ist und die bestehenden Kapazitätsengpässe beseitigt sind. Davor sind die Preise von Preiselastizität der Nachfrage sowie von Spekulationen getrieben, deren Ausmaß und Dauer nicht vorhersagbar sind. Die auf dieser Grundlage für das Jahr 2030 vorhersagbaren Rohphosphatpreise liegen bei 97 US\$ pro Tonne Rohphosphat im BAU-Szenario und bei 114 US\$ pro Tonne, wenn im Szenario Biofuels landwirtschaftliche Produkte in verstärktem Umfang der Gewinnung von Biokraftstoffen dienen. Es sei betont, dass die vorhergesagten Preise insofern Mindestpreise darstellen, als dass erneute Auftreten von Kapazitätsengpässen nach 2012 wieder zu einer zusätzlichen Preiserhöhung wie im Jahr 2008 führen kann.

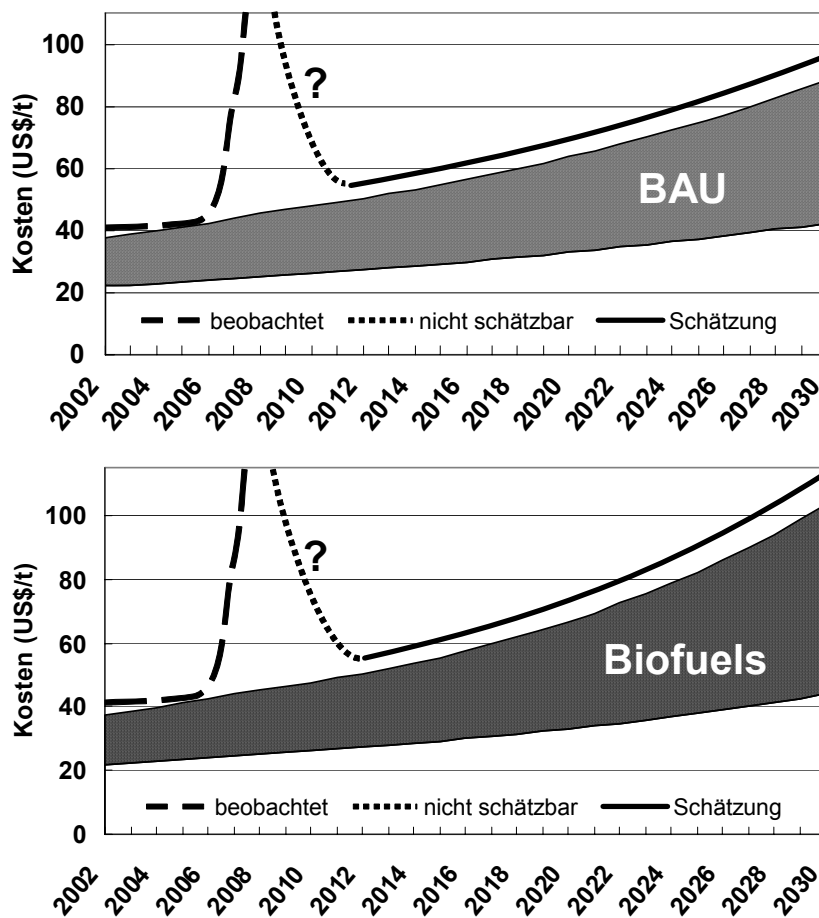


Abbildung 3.18: Kostenkorridore und daraus abgeleitete Preisentwicklung für Rohphosphat in den Szenarien BAU und Biofuels (Quelle: eigene Berechnungen)

3.4.5.3 Preisentwicklung von Phosphorsäure

Es ist ein allgemeiner Trend zur Weiterverarbeitung des Rohphosphats zu Phosphorsäure oder Düngemittel (z. B. DAP) schon in den Erzeugerländern abzusehen. Ursache dafür ist die Möglichkeit, durch Integration einer zusätzlichen Wertschöpfungsstufe auf der Basis eines gegebenen Rohstoffbestands einen größeren Beitrag zum Volkseinkommen zu leisten.

Im Rahmen des PHOBE-Projektes ist die Phosphorsäure vor allem deswegen noch interessanter als das Rohphosphat, weil sie die unmittelbare Ausgangssubstanz für die Herstellung phosphathaltiger Düngemittel darstellt.

Ausgehend von den verfügbaren Daten sind grundsätzlich zwei Ansätze für die Ableitung des Phosphorsäurepreises aus dem Rohphosphatpreis denkbar. Einerseits könnte aus den der Phosphorsäureproduktion zugrunde liegenden Kostendaten (CRU, 2003) der Beitrag des Rohphosphats zu den Gesamtkosten ermittelt und damit unter Zuhilfenahme der voraussichtlichen Entwicklung weiterer wichtiger Kostenelemente eine Extrapolation von der Kostenentwicklung des Rohphosphats auf die Kosten- bzw. Preisentwicklung der Phosphorsäure durchgeführt werden. Die entsprechende Regressionsanalyse zeigt, dass die Rohphosphatkosten, die im Durchschnitt fast 51 Prozent der Produktionskosten der Phosphorsäure ausmachen, nicht in vollem Umfang, sondern nur zu wenig mehr als der Hälfte (d. h. 54 Prozent) zur Erklärung der Gesamtkosten beitragen. Offensichtlich wird der Kostenbeitrag des Rohphosphats also zum Teil durch andere Faktoren kompensiert. Relativ hohe Rohphosphatkosten werden beispielsweise durch günstigere Schwefelsäure oder andere variable Kosten ausgeglichen.² Diese Wirkung ist typisch für die vertikale Integration von aufeinander folgenden Stufen einer Wertschöpfungskette auf einem Markt, in dem mehrere Anbieter miteinander im Wettbewerb stehen. Auf der Grundlage einer solchen Herangehensweise würden die Kosten der Phosphorsäureproduktion (in US\$/t als P_2O_5) das 1,8-fache der Rohphosphatkosten (in US\$/t) plus einem relativ hohen Fixkostenanteil von fast 170 US\$ pro Tonne betragen.

Im Gegensatz dazu impliziert ein tatsächlicher Preisvergleich zwischen Rohphosphat und Phosphorsäure, wie er sich im Falle der Daten aus Abbildung 3.12 ergibt, für die Ableitung des Phosphorsäurepreises aus dem Rohphosphatpreis einen deutlich höheren Multiplikationsfaktor (ca. 6) und einen kleinen Fixkostenanteil (ca. 50 US\$/t). Das legt die Vermutung nahe, dass für die längerfristige Preisentwicklung im Gegensatz zur kurzfristigen Preisbildung im Wettbewerb (siehe oben) nicht nur tatsächliche Kosten maßgeblich sind, sondern auch durch die historische Entwicklung geprägte Erwartungen hinsichtlich der allgemeinen Preisrelation zwischen Phosphorsäure und Rohphosphat. Weil es sich bei der Abschätzung der Preisentwicklung von Phosphorsäure bis zum Jahr 2030 tatsächlich um eine längerfristige Entwicklung handelt, wurde die Analyse auf der Basis dieses Ansatzes durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3.19 dargestellt.

² Schwefelsäure bzw. der zu ihrer Herstellung erforderliche Schwefel ist mit durchschnittlich 35 Prozent Kostenanteil der zweitwichtigste Kostenfaktor, der sich der Analyse zufolge in vollem Umfang auf die Phosphorsäureproduktionskosten niederschlägt. Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass aufgrund der weitergehenden Reduktion des Schwefelgehaltes in Erdölprodukten – insbesondere dem in der Schifffahrt verwendeten Schweröl – Schwefel in Zukunft keiner zunehmenden Knappheit unterliegt und daher zu keiner zusätzlichen Preissteigerung beitragen wird.

Aus den in Abschnitt 4.5.2 dargelegten Gründen ist auch hier nach einer durch Kapazitätsengpässe und Spekulation geprägten Phase mit einer auf den Fundamentaldaten basierenden Preisentwicklung erst ab dem Jahr 2012 zu rechnen. Danach steigt der Phosphorsäurepreis von 400 US\$ auf 660 US\$ pro Tonne im Jahr 2030 im BAU-Szenario und 760 US\$ pro Tonne im Szenario „Biofuels“.

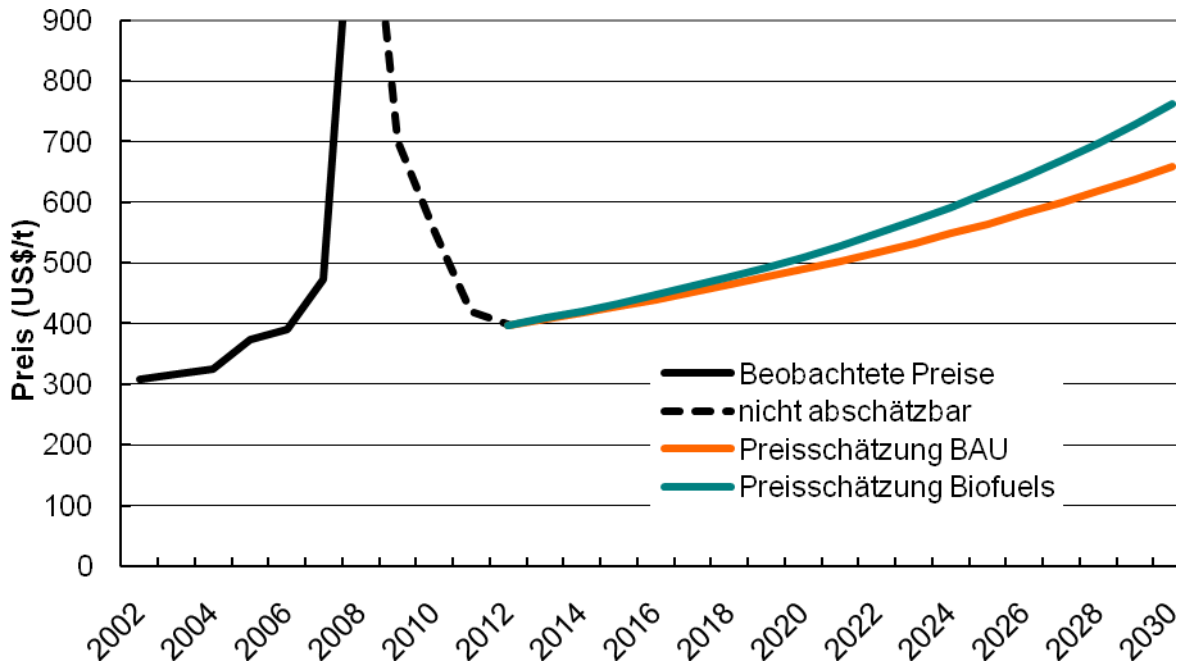


Abbildung 3.19: Preisentwicklung der Phosphorsäure (Quelle: eigene Berechnungen)

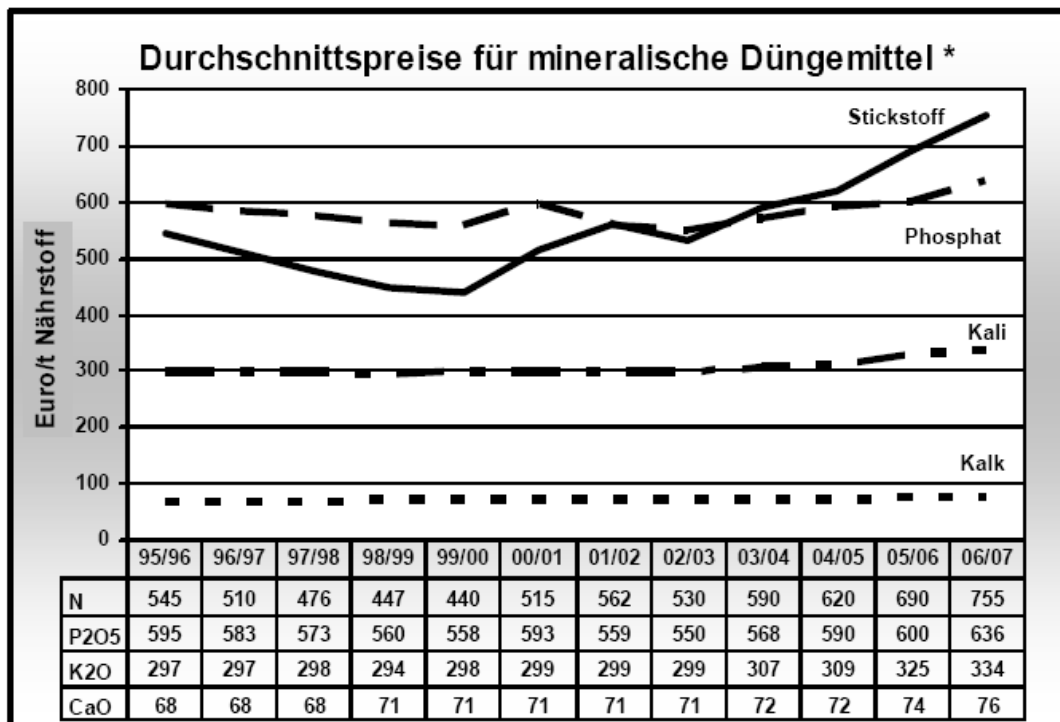
3.4.6 Auswirkungen der Phosphatpreisentwicklung auf die Landwirtschaft

Die Landwirtschaft ist, wie in Kapitel 3.3.1 dargestellt, nicht nur der mit Abstand bedeutendste Verbraucher von Phosphat, sondern gleichzeitig ein Verbrauchssektor, für den es zum Phosphatverbrauch keine Alternative gibt. Die Landwirte sind Preisschwankungen beim Phosphat also in vollem Umfang ausgesetzt. Schon in den 5 Jahren bis 2006 sind die Ausgaben der deutschen Landwirtschaft für Handelsdünger stark angestiegen (um ca. 20%, siehe Tabelle 3.14).

Tabelle 3.14: Ausgaben der deutschen Landwirtschaft für Handelsdünger (in Mio. €) (BMVEL, 2007)

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Stickstoff	1.008	985	1.091	1.148	1.200	1.322
Phosphat	198	179	201	192	174	181
Kali	150	153	159	158	151	158
Düngekalk	149	146	153	142	140	144
Summe	1.505	1.463	1.604	1.640	1.665	1.805

Dieser Anstieg ist aber bis zum Jahr 2006 alleine dem energiekostenbedingten Preisanstieg bei den Stickstoffdüngern zuzuschreiben. Erst danach kommt, wie in Abbildung 3.20 erkennbar, auch der Preisanstieg für Phosphat und Kali zum Tragen.



* Einschl. Gartenbau; - Ohne Mehrwertsteuer; - Einschl. Verpackungskosten und Kleinmengenzuschläge von 5 %; - Gewogener Durchschnittspreis; Düngejahre 93/94 bis 97/98 DM mit 1,95583 auf Euro umgerechnet

Quelle: Statistisches Bundesamt

Abbildung 3.20: Durchschnittliche Preisentwicklung für mineralische Düngemittel in Deutschland (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2007)

Alles in allem sind die Kosten von Betriebsmitteln für die landwirtschaftliche Produktion seit 2000 kontinuierlich gestiegen. Demgegenüber sind die Erzeugerpreise starken Schwankungen unterworfen. Preisrückgänge bei steigenden Betriebsmittelkosten stellen für die Landwirte ein Problem dar, da sie deren Geschäftsgrundlage in Frage stellen. Allerdings stellt hier der hohe Grad der Regulierung in der Landwirtschaft das schwerwiegendere Problem dar. Die zu großzügige Festlegung von Milchquoten führt beispielsweise zum Verfall

der Milchpreise, dem die Landwirte z. B. im Sommer 2008 durch eine Verknappung der Milchliefereien an die Molkereien mit der Durchsetzung eines höheren Milchpreises nur kurzzeitig entgegenwirken konnten. Allerdings ist dieses Beispiel für viele landwirtschaftliche Grunderzeugnisse (wie z. B. Getreide) heute nicht typisch. Getreide, Mais und andere Feldfrüchte neigen vor allem vor dem Hintergrund der Biokraftstoffproduktion zu einem gewissen Grad an Knappheit. Hier ist eher davon auszugehen, dass die Kostenanstiege überwältigt werden können – was die Preisanstiege in der jüngeren Vergangenheit bestätigen (vgl. Abbildung 3.21).

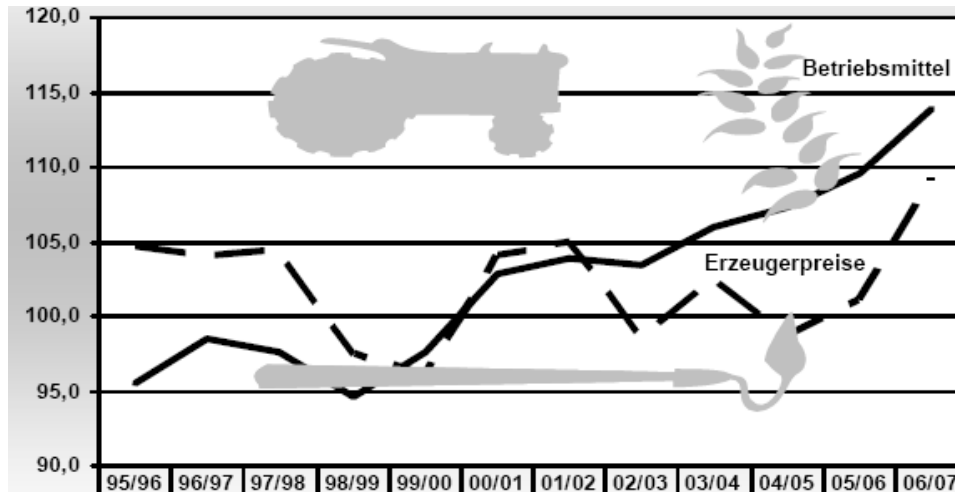


Abbildung 3.21: Preisentwicklung der landwirtschaftlichen Betriebsmittel und Erzeugnisse (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2007)

3.5 Zusammenfassung

Die Preisentwicklung von Rohphosphat bzw. daraus hergestellter Phosphorsäure ist ein entscheidender Faktor für die Wirtschaftlichkeit und damit den Erfolg von Phosphatrecycling aus phosphatreichen Abfallprodukten wie z. B. Abwasser und Klärschlamm. Um eine Abschätzung der Preisentwicklung dieser Stoffe bis zum Jahr 2030 vorzunehmen, wurde der methodische Ansatz gewählt, Angebot und Nachfrage und ihre jeweiligen Entwicklungen einer getrennten Analyse zu unterziehen und beide anschließend zur Ableitung der Preisentwicklung zusammenzuführen. Diese auf der Grundlage von Fundamentaldaten bestimmte Preisentwicklung stellt insofern ein unteres Limit dar, als der Preis jederzeit aufgrund von Kapazitätsengpässen und Spekulation die berechnete Preisentwicklung überschreiten kann, eine längerfristige Unterschreitung des Limits hingegen unwahrscheinlich ist. Als Referenz für den Preis von Phosphat aus alternativen, neuen Gewinnungsverfahren ist die auf Fundamentaldaten basierende Preisanalyse besonders gut geeignet, weil sie sicherstellt, dass die neuen Verfahren dann längerfristig konkurrenzfähig sind, wenn der Preis ihrer Produkte den der mineralischen Rohstoffe nicht überschreitet.

Der primäre, durch die Aufbereitung von Phosphaterz gewonnene Rohstoff ist Rohphosphat, das in dieser Form jedoch nur in geringem Umfang als Düngemittel zum Einsatz kommt. Der

Hauptrohstoff für die Düngemittelherstellung wie auch für alle anderen Verwendungsbereiche ist Phosphorsäure, die zur Steigerung der Wertschöpfung in den Ursprungsländern oft schon in der Nähe der Phosphatminen aus Rohphosphat gewonnen wird. Vom gesamten geförderten Phosphat finden letztlich mehr als 90 Prozent als Düngemittel in der Landwirtschaft Verwendung. Der verbleibende Rest fließt zur Hälfte in die Herstellung von Seifen und Detergenzien; andere wichtige Verwendungszwecke sind die Herstellung von Lebensmitteln, Getränken und Zahnpasta, die Behandlung von Wasser sowie im Rahmen industrieller Prozesse vor allem die Oberflächenbehandlung von Stählen.

Wegen der überragenden Bedeutung des Düngemittelbedarfs in der Landwirtschaft wurden hinsichtlich der Entwicklung der gesamten, weltweiten Phosphatnachfrage zwei Szenarien unterschieden, die zukünftig von unterschiedlichen Steigerungsraten der landwirtschaftlichen Produktion ausgehen. Im Szenario „Business as usual“ (BAU) wurde auf der Grundlage der historischen Entwicklung und in Anlehnung an die Vorhersagen der Food and Agricultural Organization der UN und der International Fertilizer Industry Association bis zum Jahr 2030 ein Anstieg des Düngemittelbedarfs um jährlich knapp ein Prozent, insgesamt also etwa 22 Prozent angenommen. Alternativ wurde im Szenario „Biofuels“ der Möglichkeit Rechnung getragen werden, dass durch die verstärkte Produktion landwirtschaftlicher Produkte zur Herstellung von Biokraftstoffen auch der Düngemittelbedarf stärker ansteigt. Für diesen Fall wurde ein jährlicher Anstieg von knapp 2 Prozent und insgesamt bis 2030 ein Zuwachs von knapp 43 Prozent unterstellt.

Auf der Nachfrageseite ist im Falle einer Preisänderung die Reaktion der Nachfragenden, d. h. die Preiselastizität der Nachfrage, von besonderer Bedeutung. Da das Element Phosphor als Pflanzennährstoff unverzichtbar ist und Rohphosphat bzw. Phosphorsäure von Wirtschaftsdüngern abgesehen essentielle Rohstoffe der Düngerherstellung darstellen, ist bei einem Preisanstieg nur von einem geringen Nachfragerückgang bzw. einer geringen Elastizität auszugehen. Ähnliches gilt im Wesentlichen auch für die industriellen Verwendungsbereiche von Phosphat. Grundsätzlich kann die Substanz hier zwar in den meisten Fällen substituiert werden, dies würde allerdings häufig die mit hohem Aufwand verbundene Umstellung von Prozessen oder Formulierungen erfordern, die folglich nur im Fall sehr starker Preisanstiege erfolgen dürfte.

Im Hinblick auf die Preisbildung besteht die Bedeutung der geringen Nachfrageelastizität darin, dass Preisentwicklung auf einem Wettbewerbsmarkt in erster Linie von der Kostenentwicklung der Anbieter abhängt. Im vorliegenden Bericht wurde diese Kostenentwicklung auf der Grundlage der aktuellen Struktur der Produktionskosten sowie Annahmen über die Erhöhung dieser Kosten durch die Erschöpfung leicht zugänglicher Lagerstätten, höherer Umweltschutzanforderungen sowie der zunehmenden Notwendigkeit der Entfernung unerwünschter Begleitstoffe (Kadmium, Uran) abgeschätzt. Aufgrund der weltweit, vor allem aber in Südostasien steigenden Nachfrage ist außerdem davon auszugehen, dass sich der Wettbewerb auf den Märkten für Rohphosphat und Phosphorsäure in Zukunft verschärfen

wird. Es werden also mittel- und längerfristig Preise realisiert, die über die aktuellen Kosten hinaus mindestens eine Gewinnmarge von bis zu 10 Prozent umfassen. Eine auf dieser Basis durchgeführte Preisprognose ergibt für das Jahr 2030 Rohphosphatpreise von 97 US\$ pro Tonne im BAU-Szenario und 114 US\$ pro Tonne in Biofuels-Szenario.

Für die Analyse der Preisentwicklung der Phosphorsäure standen zwei Ansätze zur Auswahl. Einerseits konnte nach einer statistischen Beziehung zwischen Rohphosphat und Phosphorsäure gesucht werden, andererseits konnte die Preisentwicklung auf der Grundlage der Entwicklung der Faktorkosten erfolgen. Es zeigte sich, dass der zuerst genannte Ansatz besser in der Lage war, die relativen Preisänderungen der Vergangenheit zu erklären. Die Phosphorsäurepreise, die folglich auf dieser Grundlage für das Jahr 2030 ermittelt werden konnten, betragen 660 US\$ pro Tonne im BAU-Szenario und 760 US\$ pro Tonne im Szenario „Biofuels“. Darüber hinaus kann es bei Rohphosphat und Phosphorsäure, wie in den Jahren 2007/2008 geschehen, durch tatsächliche oder antizipierte Kapazitätsengpässe zu Preissteigerungen kommen, die um ein Mehrfaches über der berechneten Entwicklung liegen, aber aller Voraussicht nach nur vorübergehender Natur sein werden.

Für die Landwirtschaft dürften sich die Auswirkungen des absehbaren Anstiegs der Düngemittelpreise in Grenzen halten, da sich die Entwicklung über mehr als 20 Jahre erstreckt und vor allem im Szenario „Biofuels“ auch mit einem nennenswerten Anstieg der landwirtschaftlichen Erzeugerpreise zu rechnen ist. Grundsätzlich ist an dieser Stelle hervorzuheben, dass die Belastung der Landwirte durch die Kosten der Düngemittel nur teilweise ein Problem der Rohstoffpreise darstellt. Entlastung könnte hier die Möglichkeit der Überwälzung von Kosten auf die Produktpreise schaffen, die aus agrarpolitischen Gründen aber oft eingeschränkt wird.

4 Ermittlung und Bilanzierung der zur Phosphorrückgewinnung geeigneten Stoffströme in Deutschland

Katrin Gethke, Aachen

4.1 Methodische Grundlagen

Das Ende des 18. Jahrhunderts markiert in Europa den Beginn der Industrialisierung, die wiederum einen in Qualität und Quantität bis dahin noch nie dagewesenen Eingriff des Menschen in den Naturhaushalt begründete. Anders als in England, wo die erste industrielle Entwicklung von der Textilindustrie getragen wurde, gelten die Montanindustrie und der Eisenbahnbau als die ersten Schlüsselindustrien der deutschen Geschichte. Mitte des 19. Jahrhunderts lösen sie auch im deutschsprachigen Raum die industrielle Revolution aus. (HENNING, 1973) Bergbau, Hüttenwesen, Agrarwirtschaft, Wasserbau oder die Anforderungen der industriellen Fertigung an Energieträger und Rohstoffe haben seitdem dazu geführt, dass die anthropogenen Stoffströme sich den großen Stoffströmen der Geosphäre mehr und mehr annähern. Internationale wirtschaftliche Vernetzung und globale Wertschöpfungsketten fördern diese Tendenz seit Mitte des 20. Jahrhunderts zunehmend und zeichnen sich durch gewinnorientierende Marktmechanismen aus. Betrachtet man allein den Einsatz, die Verwertung und den Nutzen der global verfügbaren Süßwasserressourcen, die derzeit vermehrt unter dem Schlagwort „virtuelles Wasser“ bilanziert werden, muss man festhalten, dass das in Erdzeitaltern entwickelte Gleichgewicht der Massenströme der Erde direkt und indirekt durch den Menschen mit spürbarem Effekt verändert wird. (ATV-FA 3.9, 1998)

Die Stofffluss- oder Stoffstromanalyse kann auch als Sachbilanz bezeichnet werden. Üblicherweise wird unter der Sachbilanz eine detaillierte verfahrenstechnische Stoffstromanalyse verstanden, die zur Prozesssteuerung und -planung unter Berücksichtigung thermodynamischer und chemischer Aspekte genutzt wird. Im Bereich des Umweltschutzes ist die Stoffstromanalyse so zu verstehen, dass es sich um eine input- und outputseitige Bilanzierung von ökologisch relevanten Stoff- oder Energieströmen handelt. (SCHMIDT, 1995)

Die Erfassung von Stoffflüssen innerhalb eines definierten Betrachtungsraumes dient als Grundlage eines Stoffstrommanagements und trägt zu einer aktiven Veränderung dieser Stoffflüsse bei. Als Element eines modernen Stoffstrommanagements geben Stofffluss-/ Stoffstromanalysen bzw. -bilanzen Auskunft über die Situation des jeweiligen Betrachtungsraums und liefern Informationen für Akteure und Entscheidungsträger über menschliche Aktivitäten und den daraus resultierenden Stoffflüssen in die Umwelt. Des Weiteren bieten sie die Möglichkeit, Systeme, Teilsysteme und Prozesse zu bewerten, Reduktions- und Einsparpotenziale zu ermitteln und daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten. (ATV-DVWK, 2001)

Allgemein verfolgt die Stofffluss-/ Stoffstromanalyse zusammenfassend folgende Ziele:

- Ermittlung von Reduktionspotenzialen wichtiger Belastungsfaktoren
- Gewinnung von Informationen zur Entscheidung über Handlungsalternativen und zur Durchführung eines Stoffstrommanagements
- Aufzeigen des Beitrags von Einzelmaßnahmen zu einem angestrebten Ziel
- Schaffung von Transparenz für Entscheidungen
- Bereitstellung von Informationen
- Erfolgskontrolle (Controlling von Einzelmaßnahmen)
- Effizienzüberprüfung und Kostenoptimierung

Jede Stoffflussanalyse funktioniert nach dem Prinzip der Massenerhaltung, d.h. es kann nur so viel Stoffmenge einen Prozess oder Bilanzraum verlassen wie in ihn hineinfließen. Jedoch muss beachtet werden, dass einzelne Stoffströme langfristig in der Bilanz verbleiben. Hierbei wird dann von Speichern oder Lagern gesprochen. Somit kann für die Stoffflussanalyse folgende Formel nach dem Prinzip der Massenerhaltung formuliert werden:

$$\Sigma \text{ Input} = \Sigma \text{ Output} + \Sigma \text{ Speicher/Lager.}$$

Aufgrund dieses Massenerhaltungsprinzips ist, um Ressourcen zu schonen, vielfach eine Minimierung des Inputs erfolgversprechender als die Reduzierung des Outputs (ATV-FA 3.9, 1998).

Vor Beginn jeder Stoffflussanalyse müssen sowohl das Ziel der Erfassung als auch die einfließenden Bewertungen genau beschrieben werden. Dazu gehören neben der Beschreibung der Zielfrage insbesondere auch die Festlegung des Betrachtungsraumes und die Definition der Systemgrenzen sowie der zu erfassende Zeitraum.

Stoffstrom-/ Stoffflussbilanzen für eine definierte Region können verschiedene Ebenen umfassen (Abbildung 4.1).

Die Kenntnis aller Stoffströme für ein Gesamtkonzept einer definierten Region ist zwingend, um zum Beispiel den Stoffstrom herausfiltern zu können, der mit der größten Entnahme oder dem höchsten Eintrag in die Umwelt verbunden ist. Ist dieser Stoffstrom bekannt, wird der vollständige Weg dieses Stoffstroms verfolgt, um die Bereiche für sinnvolle Handlungsempfehlungen erkennen und geben zu können. (ATV-DVWK, 2001)

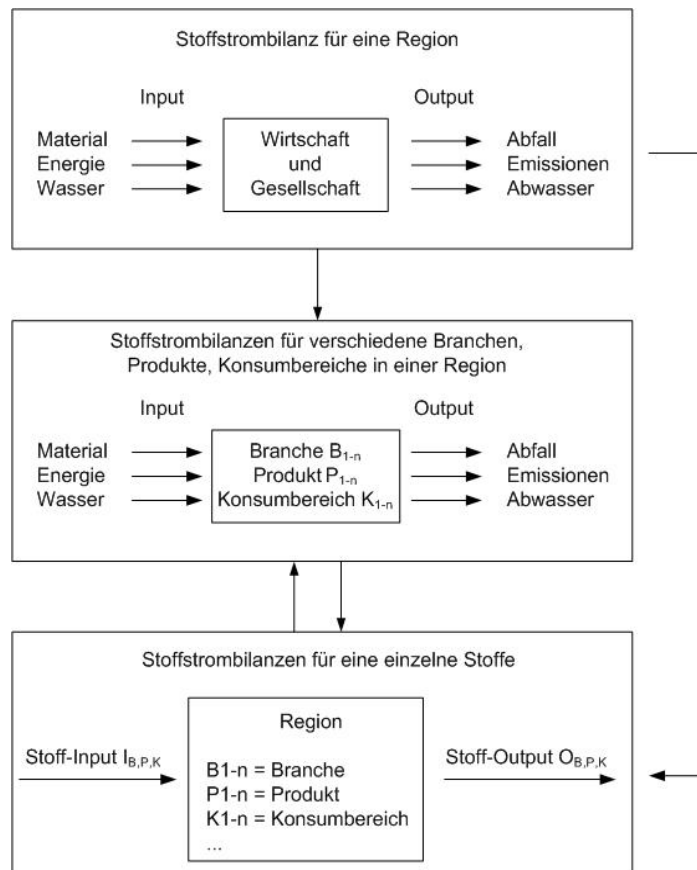


Abbildung 4.1: Prinzip für differenzierte Stoffstrom-/ Stoffflussbilanzen (FAULSTICH und WEBER, 1999)

Der Natur werden jährlich bestimmte Mengen an stofflichen Ressourcen entnommen (Input der Technosphäre) und bestimmte Mengen an Emissionen wieder an sie abgegeben (Output der Technosphäre) (Abbildung 4.2). In der Technosphäre werden die zugeführten Rohstoffe unterschiedlich lang genutzt, bevor sie in mehr oder weniger veränderter Form wieder ausgestoßen werden. In kurzer Zeit werden fossile Energieträger für Heiz- und Treibstoffe, Lebens- und Futtermittel sowie Wasser benötigt, so dass die jährliche Menge des Inputs der des dazugehörigen Outputs entspricht. Steine, Erden und Erze sowie Holz für Bauzwecke, die zu langlebigeren Produkten verarbeitet werden, verbleiben wesentlich länger in der Technosphäre und vergrößern den Speicher. (ATV-FA 3.9, 1998)

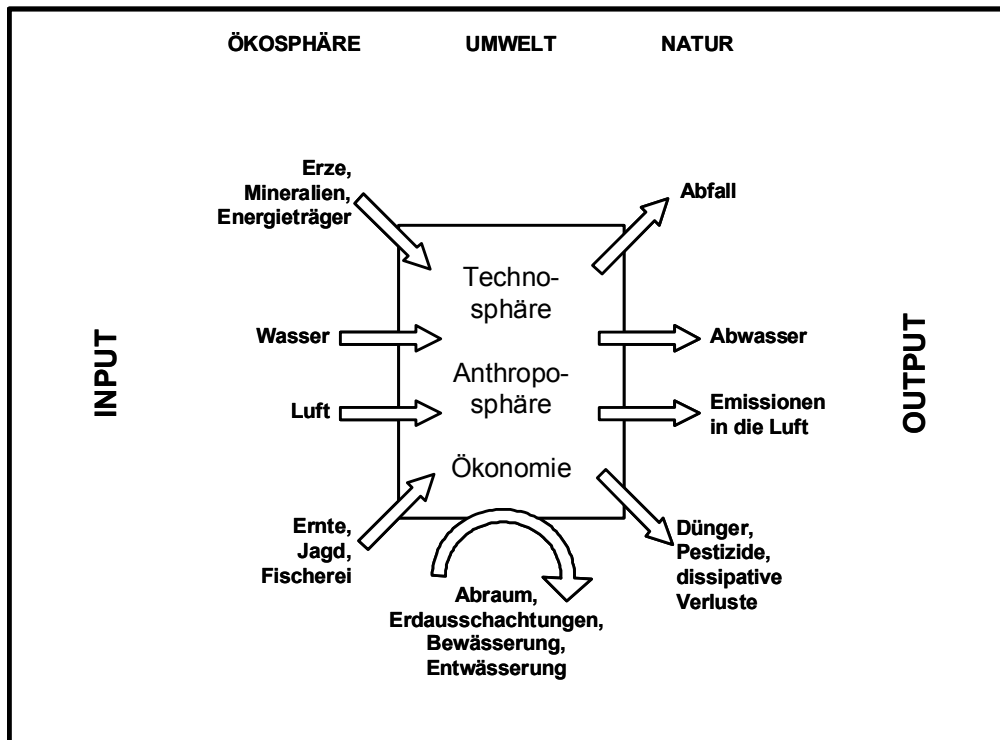


Abbildung 4.2: Der Stoffaustausch der Technosphäre mit der Umwelt (verändert nach BRINGEZU und SCHÜTZ (1995))

Bei der umfassenden Beschreibung anthropogener Stoffströme und der durch diese induzierten Umweltbelastungen ist grundsätzlich eine Betrachtung von der „Wiese“ bis zur „Bahre“ durchzuführen. Hierbei wird durch die Systemgrenzen festgelegt, welche Stoffströme erfasst und welche ausgeschlossen werden. Systemgrenzen sind funktional bestimmt, d.h. sie stehen immer im Bezug zu der zu lösenden Aufgabe. Neben den Systemgrenzen wird zusätzlich ein Bilanzraum festgelegt. Die Grenzen des Bilanzraums definieren auf der räumlichen Ebene, welche Stoffströme für die Analyse in Frage kommen. Bei kommunalen oder regionalen Stoffstromanalysen wird der Betrachtungsraum üblicherweise so festgelegt, dass er der jeweiligen Aufgabe angemessen und durch zugehörige politische und verwaltungsrechtliche Zuständigkeiten definiert ist. (ATV-FA 3.9, 1998)

Zur Durchführung der Stoffstromanalyse wurde als Betrachtungsraum Deutschland mit seinem Staatsgebiet festgelegt. Die Systemgrenzen werden funktional bestimmt und trennen einerseits die Technosphäre von der Ökosphäre, andererseits Deutschland vom Ausland (Abbildung 4.3). Unter Technosphäre werden Prozessaggregate von Produktion, Verbrauch und Entsorgung und unter Ökosphäre die Atmosphäre, die Hydrosphäre und der Boden verstanden. (ATV-DVWK, 2001)

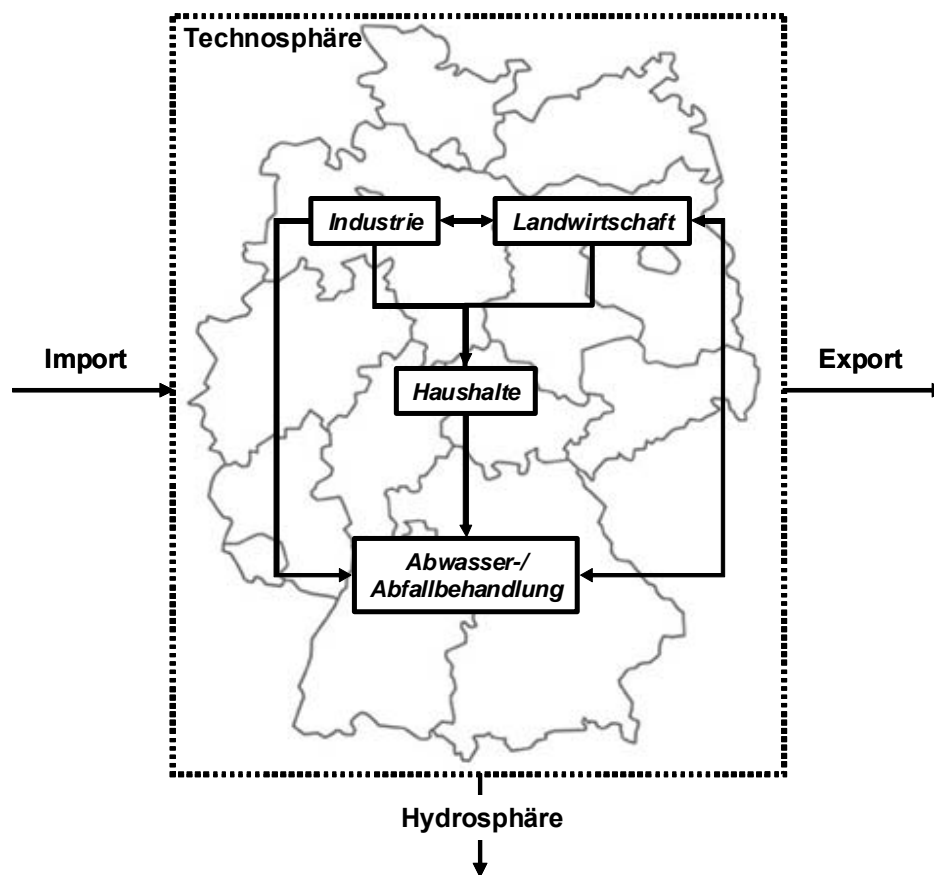


Abbildung 4.3: Systemgrenzen der Stoffstromanalyse (GETHKE, 2011)

Die Prozessaggregate werden so gewählt, dass sie auf dem Pfad des Phosphors als Nährstoff liegen und Auswirkungen auf Abwasser und Abfall haben. Die relevanten Prozessaggregate lassen sich grob in Industrie, Landwirtschaft, Haushalte sowie Abwasser- und Abfallbehandlung gliedern.

Als Bilanzgröße wird die Menge an Gesamtphosphat in Megagramm pro Jahr [Mg P/a] festgelegt. Im Falle von Angaben in anderen Einheiten wurden diese in die Bilanzgröße umgerechnet.

4.2 Ermittlung der Phosphorbilanz

4.2.1 Gesamtbilanz und Stoffströme

Um die Phosphorbilanz für Deutschland erstellen zu können, wird zunächst der Bilanzraum Deutschland mit seinem Staatsgebiet festgelegt. Neun für die Bilanz relevante Prozessaggregate wurden ermittelt, wobei sechs der Industrie, drei der Landwirtschaft und zwei der Abwasser- und Abfallbehandlung zugeordnet sind. Das neunte Aggregat wird durch die Haushalte in Deutschland gebildet.

Im Bereich der Industrie handelt es sich um die Aggregate Phosphor- und Düngemittelindustrie, Nahrungs- und Futtermittelindustrie, Detergentienindustrie sowie die sonstige Industrie. Unter die sonstige Industrie fallen alle noch nicht genannten Industriezweige, die

Phosphorverbindungen in einer relevanten Menge nutzen bzw. bei denen phosphorhaltige Abwässer oder Abfälle anfallen. Hierunter gehören beispielsweise die Metallindustrie, da dort Phosphorverbindungen zur Oberflächenbehandlung genutzt werden, in Teilen die Kunststoffindustrie und die Industrien, die feuerfeste Produkte bzw. Flammenschutzprodukte herstellen. Im Bereich der Landwirtschaft bilden die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion und die landwirtschaftliche Tierhaltung sowie die Biogasproduktion die relevanten Prozessaggregate. Ein weiteres wichtiges Aggregat bilden die Haushalte in Deutschland. Die beiden letzten Prozessaggregate sind zum einen die kommunale und industrielle Abwasserreinigung und zum anderen die Abfallentsorgung.

Außerhalb des Bilanzraums sind drei Aggregate festgelegt. Sowohl der Import von phosphorhaltigen Stoffströmen als auch der Export bilden relevante Größen in der Bilanz. Des Weiteren wird die Hydrosphäre einbezogen. Die Atmosphäre spielt bei der Phosphorbilanz keine Rolle, da Phosphor nur in festen oder flüssigen Verbindungen vorliegen kann.

Neben den Prozessaggregaten wurden fünf Lager festgelegt. Während bei Prozessaggregaten sowohl Input- als auch Outputströme ermittelt werden können, werden in einem Lager hineingehende Stoffströme gespeichert und nicht mehr durch einen Outputstrom einem Prozessaggregat zur Verfügung gestellt. Sowohl die Speicherung von Phosphor im Boden als auch im Menschen stellen jeweils ein Lager dar. Ebenfalls werden langlebige Produkte als Lager angesehen. Die letzten beiden Lager werden durch Abfälle der Düngemittelindustrie, die vor Ort auf Halden gelagert werden, und durch Deponien, in denen letztendlich alle weiteren phosphorhaltigen Abfälle abgelagert werden, gebildet.

Insgesamt wurden 28 Stoffströme ermittelt, von denen einige noch einmal unterteilt wurden. Eine schematische Darstellung der Gesamtbilanz mit den zugehörigen Prozessaggregaten, Lagern und Stoffströmen wird in Abbildung 4.4 dargestellt. In Tabelle 4.1 werden die einzelnen Stoffströme aufgelistet.

Im Folgenden werden die Prozessaggregate und deren zugehörige Stoffströme genauer betrachtet. Eine größere Gesamtbilanz ist im Anhang in Abbildung A 1 zu finden.

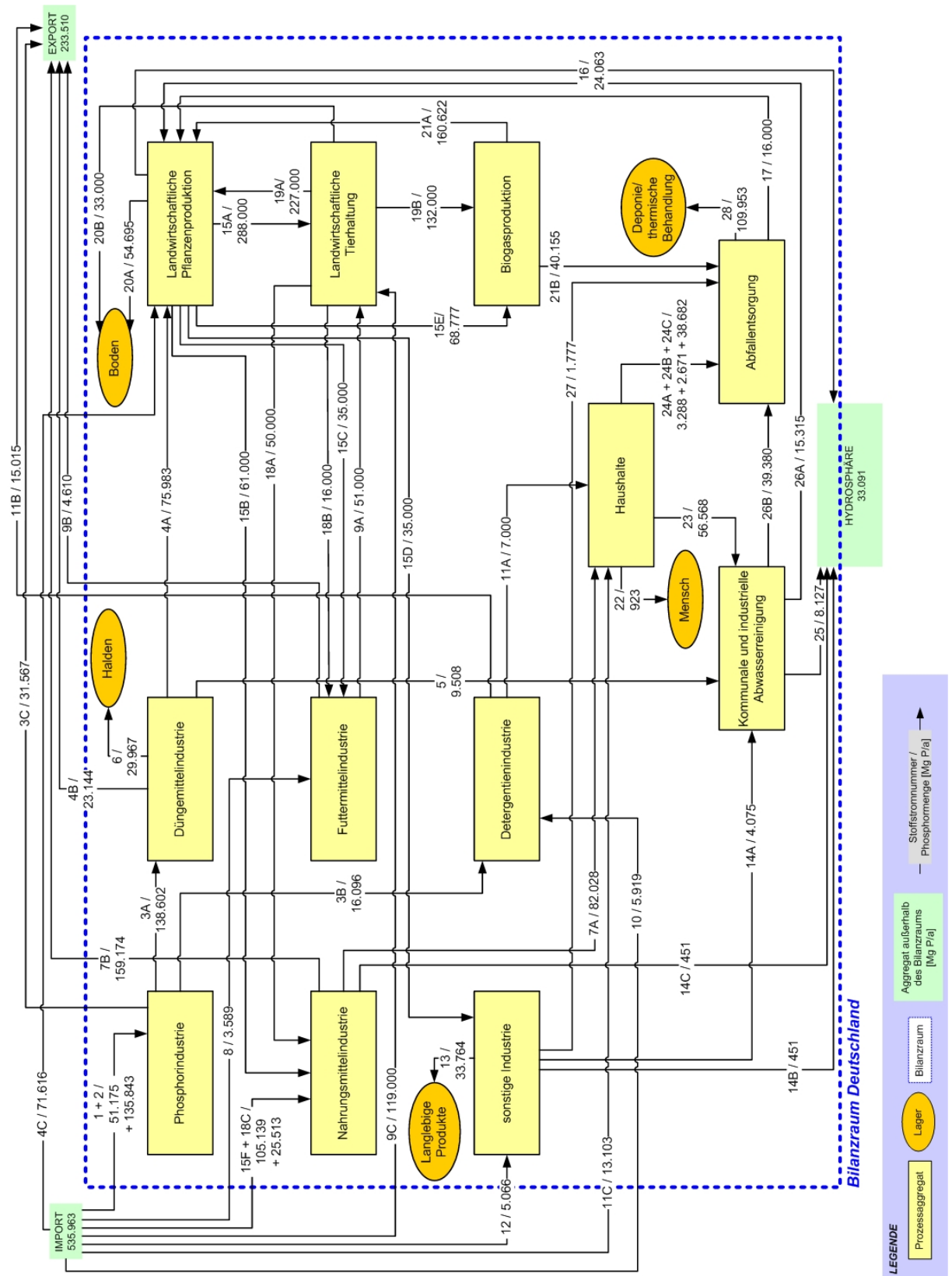


Abbildung 4.4: Gesamtbilanz und zugehörige Prozessaggregate, Lager und Stoffströme (inkl. Stoffstromnummer sowie Phosphormenge [Mg P/a]) (GETHKE, 2011)

Tabelle 4.1: Auflistung der Stoffströme der Gesamtbilanz

Nummer	Bezeichnung
1	Import Phosphor zur Phosphorindustrie
2	Import phosphorhaltige Rohstoffe zur Phosphorindustrie
3	Veredelte phosphorhaltige Rohstoffe der Phosphorindustrie
3A	für die Düngemittelindustrie
3B	für die Detergentienindustrie
3C	für sonstige Industrien
3D	Export
4	Düngemittel
4A	für Deutschland
4B	Export
5	Abwasser Düngemittelindustrie
6	Abfall der Düngemittelindustrie
7	Nahrungsmittel
7A	für den deutschen Markt
7B	Export
8	Import Rohstoffe zur Futtermittelindustrie
9	Futtermittel
9A	zur landwirtschaftlichen Viehhaltung
9B	Export
9C	Import Futtermittel zur Landwirtschaftlichen Viehhaltung
10	Import phosphorhaltige Rohstoffe zur Detergentienindustrie
11	Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel
11A	für deutsche Haushalte
11B	Export
11C	Import
12	Import phosphorhaltige Rohstoffe zur sonstigen Industrie
13	Langlebige Produkte
14	Abwasser der sonstigen Industrie
14A	Indirekteinleitung
14B	Direkteinleitung (Sonstige Industrie)
14C	Direkteinleitung (Nahrungsmittelindustrie)
15	Erntegut
15A	Grünfutter
15B	zur Nahrungsmittelproduktion
15C	zur Futtermittelproduktion

Nummer	Bezeichnung
15D	zur sonstigen Industrie
15E	NawaRo zur Biogasproduktion
15F	Import zur Nahrungsmittelindustrie
16	Abschwemmungen und Versickerungen zu den Gewässern
17	Kompost zur Düngung
18	Tierische Produkte
18A	zur Nahrungsmittelproduktion
18B	zur Futtermittelproduktion
18C	Import zur Nahrungsmittelindustrie
19	Wirtschaftsdünger
19A	zur Düngung
19B	zur Energiegewinnung
20A	Im Boden gespeicherter Phosphor aus der Düngung
20B	Im Boden gespeicherter Phosphor aus Tierexkrementen (Weidehaltung)
21	Gärrückstand
21A	zur Düngung
21B	zur Entsorgung
22	Im Menschen gespeicherter Phosphor
23	kommunales Abwasser
24	kommunale Abfälle
24A	biogene Abfälle
24B	Garten- und Parkabfälle
24C	Restabfall
25	gereinigtes Wasser zu den Gewässern
26	Klärschlamm
26A	für landwirtschaftliche Pflanzenproduktion
26B	zur Entsorgung
27	Abfälle aus der sonstigen Industrie
28	Abfälle zur Deponierung bzw. thermischen Behandlung

4.2.2 Prozessaggregat Phosphorindustrie

Das Prozessaggregat Phosphorindustrie besitzt zwei Input- und drei Outputströme (Tabelle 4.2 und Abbildung 4.5). In Deutschland ist die Phosphorindustrie nur schwach vertreten und verteilt sich auf einige wenige Unternehmen.

Die Inputströme zu dieser Industriesparte sind reine Importstoffströme und gliedern sich zum einen in reinen Phosphor und zum anderen in phosphorhaltige Rohstoffe. Die Importmenge an reinem Phosphor betrug im Jahr 2008 rund 51.175 Mg P/a (Stoffstrom 1). Unter die phosphorhaltigen Rohstoffe, die der Phosphorindustrie angedient werden, fallen vor allen Dingen die Stoffe Diphosphorpentaoxid (P_2O_5) sowie Phosphorsäure und Polyphosphorsäuren. Außerdem wurden Kalium- und Calciumphosphate in unterschiedlichen Verbindungen hinzugerechnet. Die Gesamtmenge dieser Rohstoffe betrug im Jahr 2008 135.843 Mg P/a (Stoffstrom 2). (DESTATIS, 2010c) Somit ergibt sich eine Summe der Inputströme in Höhe von 187.018 Mg P/a.

Tabelle 4.2: In- und Outputströme des Prozessaggregats Phosphorindustrie (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
1	Phosphor	51.175	DESTATIS (2010d)
2	phosphorhaltige Rohstoffe	135.843	DESTATIS (2010d)
SUMME INPUT		187.018	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
3	veredelte phosphorhaltige Rohstoffe		
3A	für die Düngemittelindustrie	138.602	DESTATIS (2010d), JOHNSTON und STEEN (2000)
3B	für die Detergentienindustrie	16.096	s. Kap. 4.2.6
3C	Export	31.567	DESTATIS (2010d)
SUMME OUTPUT		186.265	

Die Outputströme der Phosphorindustrie sind zum einen veredelte Rohstoffe für die Düngemittel- und die Detergentienindustrie und zum anderen veredelte Stoffe, die exportiert werden. JOHNSTON und STEEN (2000) ermittelten, dass in Westeuropa 80% der Importe phosphorhaltiger Rohstoffe der Düngemittelindustrie zugeführt werden. Da bereits aufgezeigt wurde, dass in Deutschland der Bedarf und somit der Einsatz von phosphathaltigen Düngemitteln in den letzten Jahren kontinuierlich gesunken ist, wird hier von einem prozentualen Anteil von 70% ausgegangen. Die Summe des Gesamtimports von Phosphor und phosphorhaltigen Rohstoffen (Summe der Stoffströme 1, 2, 11 und 14) beträgt laut Statistischem Bundesamt (DESTATIS, 2010d) im Jahr 2008 198.003 Mg P/a. Aus diesen beiden Daten errechnet sich eine Phosphormenge in Höhe von 138.602 Mg P/a, die der Düngemittelindustrie zugeführt wird (Stoffstrom 3A). Die Menge von 16.096 Mg P/a (Stoffstrom 3B), die von der Phosphorindustrie an die Detergentienindustrie abgegeben wird, wird in den Erläuterungen zum Prozessaggregat Detergentienindustrie (Kapitel 4.2.6) beschrieben. Im Jahr 2008 exportierte die Phosphorindustrie veredelte phosphorhaltige Rohstoffe in Höhe von 31.567 Mg P/a (Stoffstrom 3C) (DESTATIS, 2010d). Für die Bilanz

relevante Abwasser- und Abfallströme, d.h. Ströme mit einem hohen Phosphorgehalt, fallen bei der Phosphorindustrie nicht an. Somit ergibt sich eine Summe der Outputströme in Höhe von 186.265 Mg P/a.

Der geringe Unterschied zwischen den Summen der Output- und der Inputströme dieses Aggregates in Höhe von 753 Mg P/a hängt mit der überschläglich errechneten Phosphormenge der Im- und Exporte zusammen.

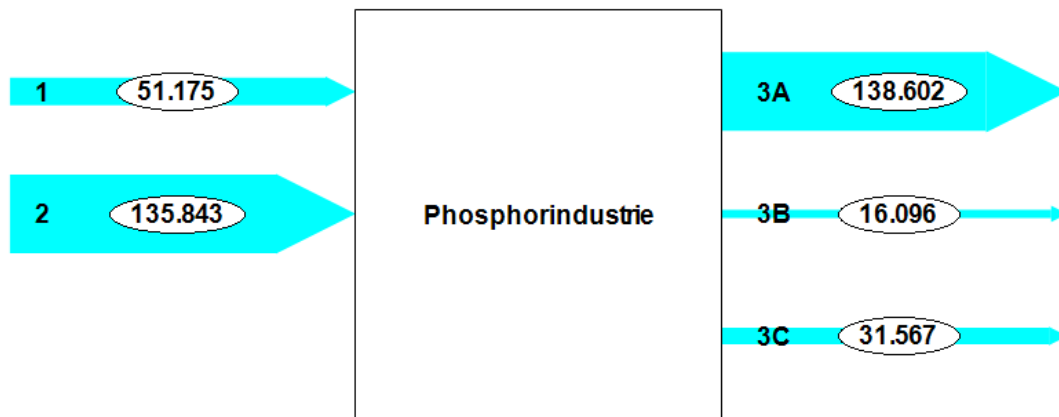


Abbildung 4.5: In- und Outputströme des Prozessaggregats Phosphorindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

4.2.3 Prozessaggregat Düngemittelindustrie

Das Prozessaggregat Düngemittelindustrie beinhaltet einen Inputstoffstrom und vier Outputstoffströme (Tabelle 4.3 und Abbildung 4.6).

Angedient werden diesem Industriezweig veredelte phosphorhaltige Rohstoffe aus der Phosphorindustrie (Stoffstrom 3A). Die Ermittlung der Menge der aus der Phosphorindustrie stammenden Rohstoffe wurde bereits in der Beschreibung des Prozessaggregats Phosphorindustrie (Kapitel 4.2.2) dargestellt. Somit beträgt auch die Phosphormenge, die insgesamt der Düngemittelindustrie zugeführt wird, 138.602 Mg P/a.

Tabelle 4.3: In- und Outputströme des Prozessaggregats Düngemittelindustrie (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
3A	veredelte phosphorhaltige Rohstoffe	138.602	DESTATIS (2010d), JOHNSTON und STEEN (2000)
SUMME INPUT		138.602	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
4	Düngemittel		
4A	für Deutschland	75.983	IVA (2009)
4B	Export	23.144	IVA (2009)
5	Abwasser	9.508	s. Kap. 4.2.12
6	Abfall (Halde)	29.967	Bilanzausgleich
SUMME OUTPUT		138.602	

Düngemittel für das Inland und für den Export sowie Abfall und Abwasser stellen die Outputstoffströme des Prozessaggregats dar. Der (2009) gibt für den Inlandsabsatz an phosphorhaltigen Düngemitteln eine Menge von 75.983 Mg P/a an (Stoffstrom 4A). Die Menge der Düngemittel, die für den Export produziert werden, beträgt 23.144 Mg P/a (Stoffstrom 4B) (INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2009).

Der Anfall von Abwasser und insbesondere Abfall hat beim Prozessaggregat Düngemittelindustrie eine besondere Relevanz (ATV-M 756, 1999). Werden Phosphordüngemittel produziert, so beinhaltet das Abwasser große Mengen an Phosphaten und Phosphorsäure. In Deutschland hat das industrielle Abwasser ein Äquivalent von 46.517.000 Einwohnerwerten und eine mittlere Phosphorfracht von 0,8 g P/(E*d), die 40% des häuslichen Abwassers entspricht (vgl. Kapitel 4.2.12) (ATV-DVWK-A 131, 2000; DESTATIS, 2006b). Ausgehend davon, dass 70% der phosphorhaltigen Rohstoffe in der Düngemittelindustrie genutzt werden (vgl. Kapitel 4.2.2), kann die Phosphormenge im Abwasser dieses Industriezweigs zu 9.508 Mg P/a ermittelt werden (Stoffstrom 5). Der Anfall von Abfällen ist wesentlich höher, da nur ein Teil der Rohstoffe in einen vollständigen Dünger verwandelt werden kann. Beleg sind hierfür sind gut erkennbaren Halden, die an jedem Düngemittel produzierenden Werk zu finden sind. In der Bilanz bildet der Abfall, der vor Ort gelagert wird, ein Lager und berechnet sich als Bilanzausgleich in Höhe von 29.967 Mg P/a (Stoffstrom 6).

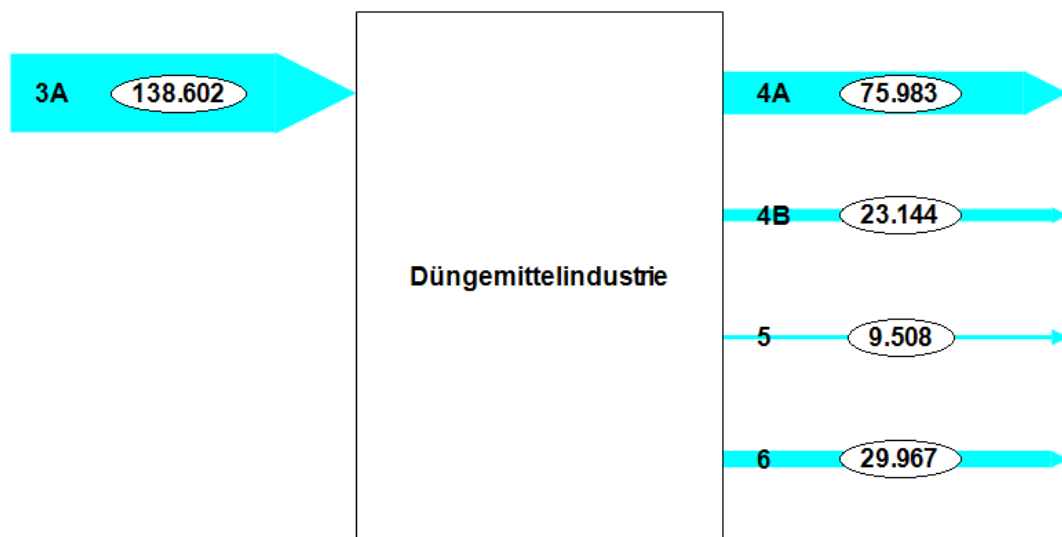


Abbildung 4.6: In- und Outputströme des Prozessaggregats Düngemittelindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

4.2.4 Prozessaggregat Nahrungsmittelindustrie

Dem Prozessaggregat Nahrungsmittelindustrie werden vier Stoffströme angedient und drei verlassen es (Abbildung 4.5 und Abbildung 4.7).

Als Input dienen zum einen tierische und zum anderen pflanzliche Produkte (Erntegut), welche jeweils in Produkte aus deutscher Produktion und in Importe unterschieden werden. Zur Ermittlung der einzelnen Phosphormengen der importierten Produkte wurden Gruppen mit etwa gleichem Phosphorgehalt gebildet. Dann wurden die durch das Statistische Bundesamt (DESTATIS, 2010d) erfassten Importmengen mit den jeweiligen Phosphorgehalten, die sowohl das Centre Européen d'Etudes sur les Polyphosphats (CEEP) als auch der European Fertilizer Manufacturers Association (EFMA) aufführt, multipliziert, um die Gesamtmenge an Phosphor zu erhalten. Die einzelnen Gruppen sind Fleisch, Fisch, Molkereiprodukte, Eier, Gemüse, Früchte, Getreide und Backwaren (Tabelle 4.4). Aus dieser Vorgehensweise ergaben sich für importierte pflanzliche Produkte eine Phosphormenge in Höhe von 105.139 Mg P/a (Stoffstrom 15 F) und für importierte tierische Produkte von 25.513 Mg P/a (Stoffstrom 18 C). Wie viel Phosphor in pflanzlichen und tierischen Produkten aus deutscher Produktion enthalten ist, hat Frede (2003) beschrieben. Für Erntegut ermittelt er etwa 61.000 Mg P/a (Stoffstrom 15B) und für tierische Produkte etwa 50.000 Mg P/a (Stoffstrom 18A) (Frede, 2003). Somit ergibt sich eine Summe der Inputströme in Höhe von 241.652 Mg P/a.

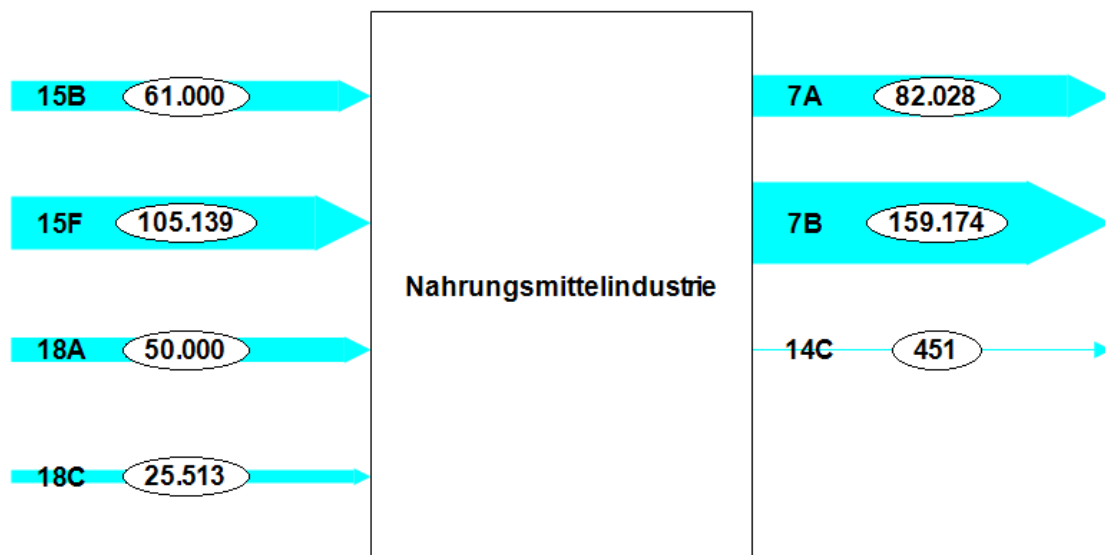
Tabelle 4.4: Importierte und exportierte Lebensmittelgruppen und deren Phosphorgehalt (CEEP, 2009; EFMA, 2000; DESTATIS, 2010d)

Lebensmittelgruppe	Phosphorgehalt [%]/[g P/kg]	Importierte Menge		Exportierte Menge	
		[Mg/a]	[Mg P/a]	[Mg/a]	[Mg P/a]
Fleisch-/ Fischprodukte	0,2%	3.213.940	6.428	3.924.306	7.849
Molkereiprodukte	5,1 g P/kg	3.617.616	18.325	5.255.533	26.622
Eier(produkte)	1,8 g P/kg	424.654	760	134.484	241
Summe		7.256.210	25.513	9.314.323	34.712
Gemüse	0,8%	6.019.269	48.154	2.792.933	22.343
Früchte	0,015%	7.656.134	1.148	2.202.667	330
Getreide	0,8%	6.208.055	49.664	11.125.632	89.005
Backwaren	1,2%	514.330	6.173	1.065.310	12.784
Summe		20.397.788	105.139	17.186.542	124.462

Die Ermittlung der Phosphormenge in Nahrungsmitteln, die exportiert werden, erfolgte analog zu den importierten Waren. Auch hier wurden Gruppen gebildet und mit den jeweiligen spezifischen Phosphorgehalten multipliziert, so dass sich als Summe der tierischen Produkte mit 34.712 Mg P/a und der pflanzlichen Produkte mit 124.462 Mg P/a eine Gesamtmenge von 159.174 Mg P/a ergibt (Stoffstrom 7B) (CEEP, 2009; EFMA, 2000; DESTATIS, 2010d). Die Nahrungsmittel für den deutschen Markt (Stoffstrom 7A) bilden mit einer Menge von 82.028 Mg P/a den Bilanzausgleich des Prozessaggregats Nahrungsmittelindustrie. Die in der Nahrungsmittelindustrie anfallenden Abwasserströme werden als Direkteinleitungen in die Vorfluter abgeschlagen. Insgesamt gelangen nach BEHRENDT et al. (2003) in Deutschland durch Direkteinleitungen ca. 901 Mg P/a in die Gewässer. Ausgehend davon, dass die Nahrungsmittelindustrie einen Anteil von 50% daran hat, werden in diesem Prozessaggregat 451 Mg P/a direkt eingeleitet (Stoffstrom 14C). Für die Bilanz relevante Abfallströme, d.h. Ströme mit einem hohen Phosphorgehalt, fallen nicht bzw. bezogen auf Abwasser nur in Teilen der Nahrungsmittelindustrie an. Da in dieser Bilanz aber die Gesamtheit der Nahrungsmittelindustrie betrachtet wird, relativiert sich der Phosphorgehalt im Abwasser insoweit, als dieser Stoffstrom nicht näher betrachtet werden muss.

Tabelle 4.5: In- und Outputströme des Prozessaggregats Nahrungsmittelindustrie (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
15	Erntegut		
15B	aus deutscher Produktion	61.000	FREDE (2003)
15F	Import	105.139	DESTATIS (2010d), CEEP (2009)
18	Tierische Produkte		
18A	aus deutscher Produktion	50.000	FREDE (2003)
18C	Import	25.513	DESTATIS (2010d), CEEP (2009), EFMA (2000)
SUMME INPUT		241.652	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
7	Nahrungsmittel		
7A	für den deutschen Markt	82.028	Bilanzausgleich
7B	Export	159.174	DESTATIS (2010d), CEEP (2009), EFMA (2000)
14C	Direkteinleitung	451	BEHRENDT et al. (2003), Schätzung
SUMME OUTPUT		241.652	

**Abbildung 4.7: In- und Outputströme des Prozessaggregats Nahrungsmittelindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)**

4.2.5 Prozessaggregat Futtermittelindustrie

Das Prozessaggregat Futtermittelindustrie hat drei Input- und zwei Outputstoffströme (Tabelle 4.6 und Abbildung 4.8).

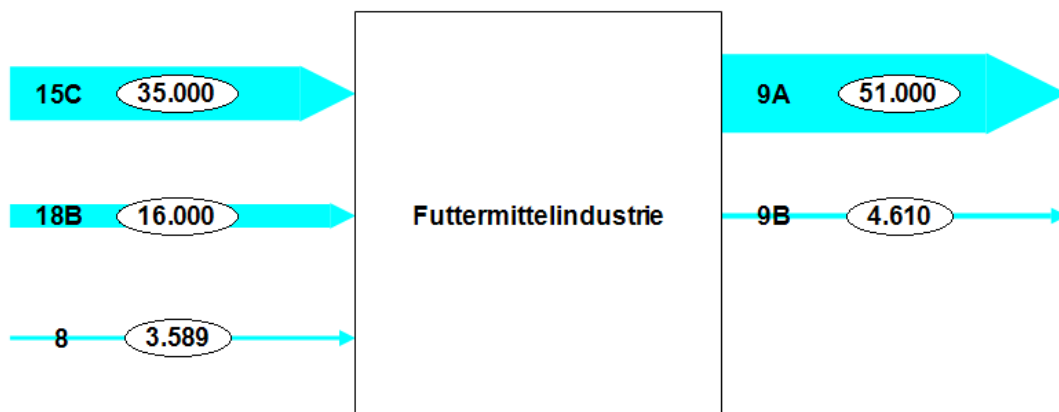
Innerhalb Deutschlands werden Erntegut und tierische Produkte, die für Menschen ungenießbar sind, der Futtermittelindustrie angedient. FREDE (2003) beziffert die Phosphormenge, die im Erntegut diesem Industriezweig zugeführt wird, mit 35.000 Mg P/a (Stoffstrom 15C) und die der tierischen Produkte mit 16.000 Mg P/a (Stoffstrom 18B). Des Weiteren werden Rohstoffe für die Futtermittelproduktion importiert. Unter Berücksichtigung der eingeführten Mengen von insgesamt 1.794.551 Mg/a und des spezifischen Phosphorgehalts von 0,2% lässt sich eine importierte Phosphormenge in Höhe von 3.589 Mg P/a errechnen (Stoffstrom 8) (CEEP, 2009; DESTATIS, 2010d) Somit ergibt sich eine Summe der Inputströme in Höhe von 54.589 Mg P/a.

Die beiden Outputströme werden durch die Stoffströme Futtermittel zur landwirtschaftlichen Viehhaltung und zum Export gebildet. Die Phosphormenge des exportierten Futtermittels wird analog zu den importierten Rohstoffen über die exportierte Menge mit 2.305.246 Mg/a und dem spezifischen Phosphorgehalt von 0,2% ermittelt. Hieraus ergibt sich eine Exportmenge in Höhe von 4.610 Mg P/a (Stoffstrom 9B) (CEEP, 2009; DESTATIS, 2010d). Die Phosphormengen des Futtermittels, das innerhalb von Deutschland bleibt und der landwirtschaftlichen Viehhaltung angedient wird, beträgt 51.000 Mg P/a (Stoffstrom 9A) (FREDE, 2003). Für die Bilanz relevante Abwasser- und Abfallströme, d.h. Ströme mit einem hohen Phosphorgehalt, fallen bei der Futtermittelindustrie nicht an.

Der geringe Unterschied zwischen den Summen der Output- und der Inputströme dieses Aggregats in Höhe von 1.021 Mg P/a hängt mit der überschläglich errechneten Phosphormenge der Im- und Exporte zusammen.

Tabelle 4.6: In- und Outputströme des Prozessaggregats Futtermittelindustrie (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
15C	Erntegut	35.000	FREDE (2003)
18B	Tierische Produkte zur Futtermittelproduktion	16.000	FREDE (2003)
8	Import	3.589	DESTATIS (2010d), CEEP (2009)
SUMME INPUT		54.589	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
9	Futtermittel		
9A	zur landwirtschaftlichen Viehhaltung	51.000	FREDE (2003)
9B	Export	4.610	DESTATIS (2010d), CEEP (2009)
SUMME OUTPUT		55.610	

**Abbildung 4.8: In- und Outputströme des Prozessaggregats Futtermittelindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)**

4.2.6 Prozessaggregat Detergentienindustrie

Zwei Input- und zwei Outputstoffströme bilden das Prozessaggregat Detergentienindustrie (Tabelle 4.7 und Abbildung 4.9).

Tabelle 4.7: In- und Outputströme des Prozessaggregats Detergentienindustrie (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
10	phosphorhaltige Rohstoffe	5.919	DESTATIS (2010d), CEEP (2009)
3B	veredelte phosphorhaltige Rohstoffe	16.096	Bilanzausgleich
SUMME INPUT		22.015	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
11	Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel		
11A	für deutsche Haushalte	7.000	IKW (2006), METZNER (2006)
11B	Export	15.015	DESTATIS (2010d), IKW (2006)
SUMME OUTPUT		22.015	

Auch in diesem Industriezweig werden veredelte phosphorhaltige Rohstoffe aus der Phosphorindustrie sowie importierte phosphorhaltige Rohstoffe genutzt. Auch hier können für die importierten Stoffströme die Phosphormengen über die Mengen und die spezifischen Phosphorgehalte ermittelt werden (Tabelle 4.8). Grundlage für die importierten Mengen sind die Daten des Statistischen Bundesamts (DESTATIS, 2010d). Die spezifischen Phosphorgehalte werden sowohl bei CEEP (2009) als auch vom Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW, 2006a) dargestellt. Basierend auf diesen Grundlagen ergibt sich für die importierten phosphorhaltigen Rohstoffe eine Menge von 5.919 Mg P/a (Stoffstrom 10). Die Phosphormenge der veredelten phosphorhaltigen Rohstoffe (Stoffstrom 3B) in Höhe von 16.096 Mg P/a bildet den Bilanzausgleich des Prozessaggregats Detergentienindustrie. Die Summe der Inputströme dieses Aggregats beträgt 22.015 Mg P/a.

Analog zu den bereits erläuterten Industriezweigen bilden die Produkte der Detergentienindustrie einerseits für den innerdeutschen Gebrauch und andererseits für den Export die Outputstoffströme. Der Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW, 2006a) sowie METZNER (2006) beziffern die Phosphormenge in Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel für den Inlandsabsatz mit 7.000 Mg P/a (Stoffstrom 11A). Die exportierte Phosphormenge in derartigen Produkten wurde analog zu den importierten Stoffen ermittelt und beträgt 15.015 Mg P/a (Stoffstrom 11B) (IKW, 2006a; DESTATIS, 2010c). Für die Bilanz relevante Abwasser- und Abfallströme, d.h. Ströme mit einem hohen Phosphorgehalt, fallen bei der Detergentienindustrie nicht an.

Tabelle 4.8: Importierte und exportierte Gruppen der Detergentienindustrie und deren Phosphorgehalt (CEEP, 2009; IKW, 2006a; DESTATIS, 2010d)

Gruppe	Phosphorgehalt [%]	Importierte Menge		Exportierte Menge	
		[Mg/a]	[Mg P/a]	[Mg/a]	[Mg P/a]
Rohstoffe					
Trinatriumphosphat Na ₃ PO ₄	19	698	132		
Natriumtriphosphat Na ₅ P ₃ O ₁₀	8	64.079	5.395		
Kaliumphosphat K ₃ PO ₄	15	2.692	392		
SUMME			5.919		
Waschmittelzubereitungen für den Einzelverkauf	2			581.731	11.634
Hilfsstoffe	2			169.037	3.381
SUMME					15.015

**Abbildung 4.9: In- und Outputströme des Prozessaggregats Detergentienindustrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)**

4.2.7 Prozessaggregat Sonstige Industrie

Das Prozessaggregat Sonstige Industrie hat zwei Input- und vier Outputstoffströme (Tabelle 4.9 und Abbildung 4.10).

Die Inputströme des Prozessaggregats werden durch importierte phosphorhaltige Rohstoffe sowie durch pflanzliche Produkte (Erntegut) gebildet. Die Phosphormenge der importierten phosphorhaltigen Rohstoffe, die der Sonstigen Industrie zugeführt werden, errechnet das Statistische Bundesamt (DESTATIS, 2010d) zu 5.066 Mg P/a (Stoffstrom 14). Der Stoffstrom Erntegut (Stoffstrom 15D) mit 35.000 Mg P/a wird im Prozessaggregat Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion erläutert (Kapitel 4.2.8). Somit ergibt sich eine Summe der Inputströme in Höhe von 40.066 Mg P/a.

Die Outputstoffströme des Prozessaggregats werden durch langlebige Produkte, Abwasser und Abfall gebildet. Der Stoffstrom 13 ist der Inputstoffstrom für das Lager „Langlebige Produkte“. Die Menge von 33.764 Mg P/a bildet den Bilanzausgleich des Prozessaggregats Sonstige Industrie. Das Abwasser setzt sich aus den beiden Stoffströmen Indirekteinleitung

(Stoffstrom 14A) und Direkteinleitung (Stoffstrom 14B) zusammen. Die Indirekteinleitung der Sonstigen Industrie (Stoffstrom 14A) ist die Differenz aus dem insgesamt in Deutschland anfallenden industriellen Abwasser und dem Abwasser der Düngemittelindustrie (vgl. Kapitel 4.2.3). Daraus ergibt sich eine Menge in Höhe von 4.075 Mg P/a. BEHRENDT et al. (2003) beziffern die Direkteinleitung in Deutschland mit 901 Mg P/a. Ausgehend von einem 50%-igen Anteil der Sonstigen Industrie daran, werden aus diesem Prozessaggregat eine Phosphormenge von 451 Mg P/a in die Gewässer abgeschlagen (Stoffstrom 14B). Die Phosphormenge im Abfall (Stoffstrom 27) stellt mit 1.777 Mg P/a 5% des zur Produktion nutzbaren Anteils dar. Der nutzbare Anteil errechnet sich aus dem gesamten Input dieses Aggregats abzüglich des Abwassers (Stoffstrom 14A und 14B).

Tabelle 4.9: In- und Outputströme des Prozessaggregats Sonstige Industrie (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
12	phosphorhaltige Rohstoffe	5.066	DESTATIS (2010d)
15D	Erntegut	35.000	s. Kap. 4.2.8
SUMME INPUT		40.066	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
13	Langlebige Produkte	33.764	Bilanzausgleich
14	Abwasser		
14A	Indirekteinleitung	4.075	s. Kap. 4.2.3
14B	Direkteinleitung	451	BEHRENDT et al. (2003), Schätzung
27	Abfall	1.777	Berechnung
SUMME OUTPUT		40.066	

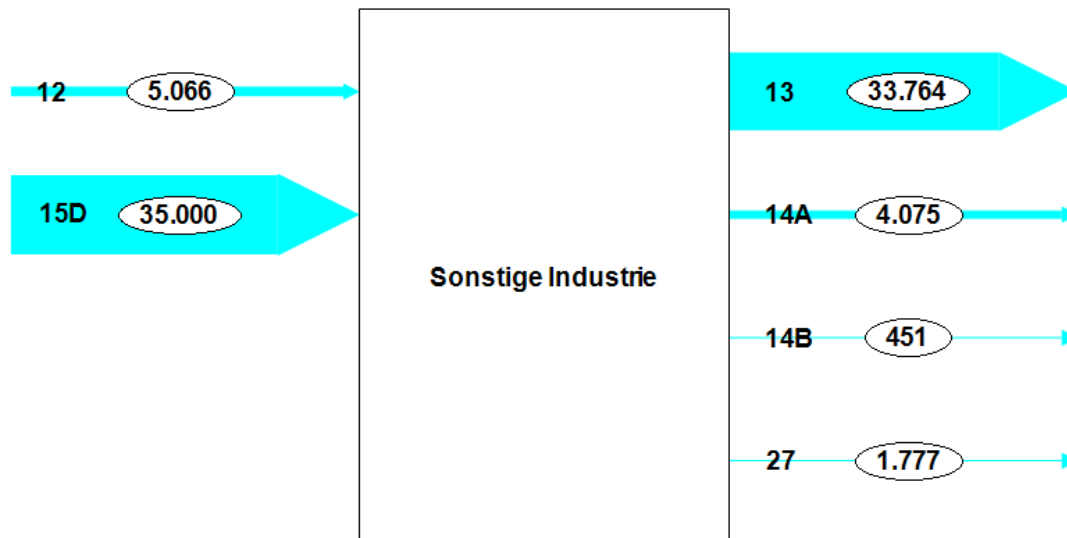


Abbildung 4.10: In- und Outputströme des Prozessaggregats Sonstige Industrie mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

4.2.8 Prozessaggregat Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion

Sechs Input- und sieben Outputstoffströme bilden das Prozessaggregat Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion (Tabelle 4.10 und Abbildung 4.11). Die für die Phosphorbilanz relevanten Inputstoffströme sind Düngemittel unterteilt in Mineral- und Wirtschaftsdünger, Kompost, Klärschlamm und Gärrückstände aus der Biogasproduktion. Die Phosphormenge in Mineraldünger teilt sich auf Dünger aus deutscher Produktion (Stoffstrom 4A) und Importen (Stoffstrom 4C) auf. Der Industrieverband Agrar (IVA, 2009) beziffert den Stoffstrom Mineraldünger aus deutscher Produktion (Stoffstrom 4A) mit 75.983 Mg P/a und den Stoffstrom der importierten Mineraldünger (Stoffstrom 4C) mit 71.616 Mg P/a.

Die Phosphormenge in Wirtschaftsdünger (Stoffstrom 19A) d.h. in Gülle, Jauche und Festmist aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung, die zu Düngezwecken im Inland genutzt wird, beträgt laut FREDE (2003) 227.000 Mg P/a. GUTSER und EBERTSEDER (2006) beziffern die Menge an Phosphor in Komposten zu Düngezwecken (Stoffstrom 17) mit 16.000 Mg P/a. Der Stoffstrom Klärschlamm zur Düngung (Stoffstrom 26A) mit 15.315 Mg P/a wird im Prozessaggregat Abwasserreinigung (Kapitel 4.2.12) und der Stoffstrom Gärrückstand (Stoffstrom 21A) mit 106.622 Mg P/a im Prozessaggregat Biogasproduktion (Kapitel 4.2.10) erläutert. Die Summe der Inputströme dieses Aggregats ergibt sich somit zu 566.535 Mg P/a.

Tabelle 4.10: In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
4	Mineraldünger		
4A	aus deutscher Produktion	75.983	IVA(2009)
4C	Import	71.616	IVA (2009)
19A	Wirtschaftsdünger	227.000	FREDE (2003)
17	Kompost	16.000	GUTSER und EBERTSEDER (2006)
26A	Klärschlamm	15.315	s. Kap. 4.2.12
21A	Gärrückstand	160.622	s. Kap. 4.2.10
SUMME INPUT		566.535	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
15	Erntegut		
15A	Grünfutter	288.000	FREDE (2003)
15B	zur Nahrungsmittelproduktion	61.000	FREDE (2003)
15C	zur Futtermittelproduktion	35.000	FREDE (2003)
15D	zur Sonstigen Industrie	35.000	Berechnung
15E	NaWaRo	68.777	s. Kap. 4.2.10
16	Gewässer	24.063	BEHRENDT et al. (2003)
20A	Speicherung im Boden	54.695	Bilanzausgleich
SUMME OUTPUT		566.535	

Die Outputstoffströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion sind einerseits Erntegut und andererseits Phosphormengen, die durch Abspülung oder Erosion in die Gewässer (Hydrosphäre) gelangen, sowie die Menge, die im Boden gespeichert wird. Der Stoffstrom Erntegut wird unterteilt in Erntegut als Grünfutter, das direkt der landwirtschaftlichen Tierhaltung angedient wird, in Erntegut zur Nahrungsmittel-, Futtermittel- und Sonstigen Industrie sowie in Nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo), die der Biogasproduktion zugeführt werden. Die Stoffströme Erntegut zur Nahrungsmittel- (Stoffstrom 15B) mit 61.000 Mg P/a und zur Futtermittelproduktion (Stoffstrom 15C) mit 35.000 Mg P/a wurden bereits in der Beschreibung der jeweiligen Prozessaggregate erläutert. Der Stoffstrom Grünfutter (Stoffstrom 15A) für die landwirtschaftliche Viehhaltung beträgt 288.000 Mg P/a (FREDE, 2003). Des Weiteren beziffert FREDE (2003) die Phosphormenge des Ernteguts, die der Sonstigen Industrie angedient wird (Stoffstrom 15D), mit 35.000 Mg P/a.

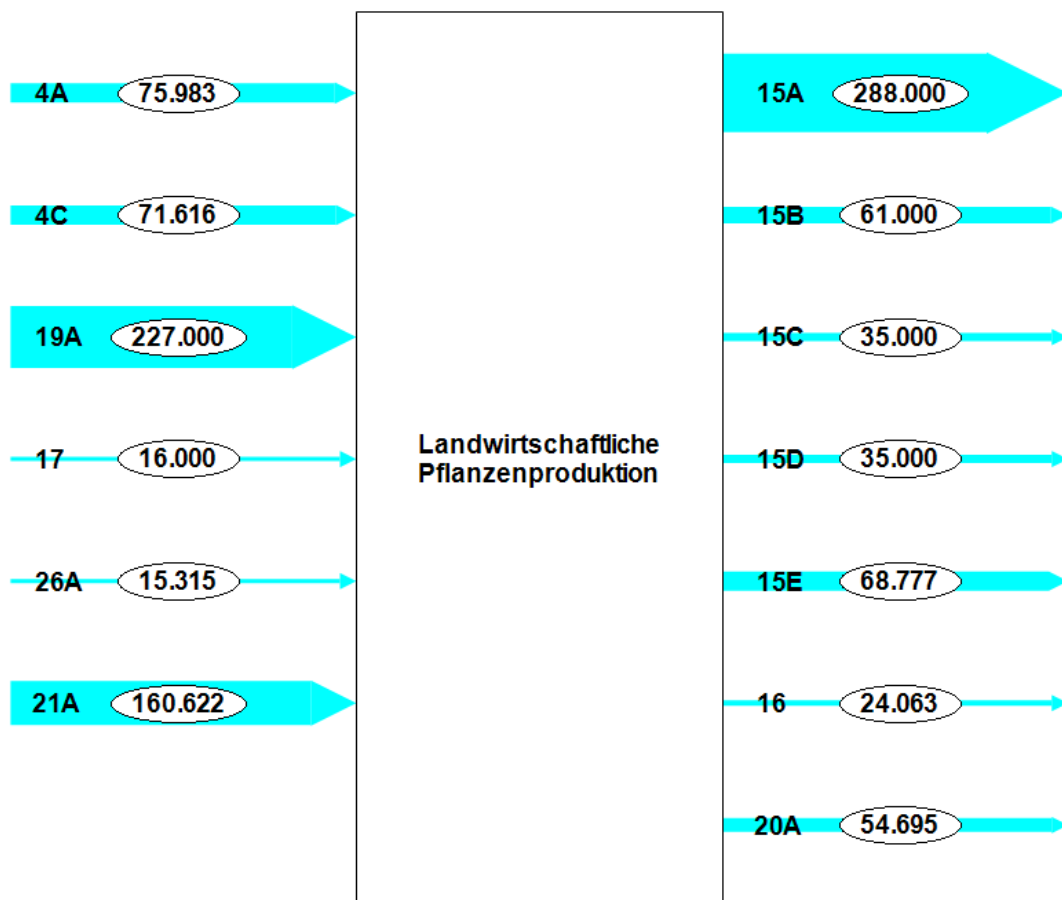


Abbildung 4.11: In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Pflanzenproduktion mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV, 2008) gibt an, dass in Deutschland etwa 500.000 ha für den Anbau von NaWaRo zur Energiegewinnung genutzt werden. Der Ertrag auf diesen Flächen beträgt rund 150 Mg/ha, so dass sich eine Gesamtmenge von 75 Mio. Mg/a ergibt. (FNR, 2009) Der spezifische Phosphorgehalt von NaWaRo liegt im Mittel bei 0,92 kg P/Mg (FNR und BMELV, 2009). Aus diesen Daten ergibt sich eine Phosphormenge in NaWaRo, die der Biogasproduktion zugeführt werden kann, von 68.777 Mg P/a (Stoffstrom 15E). Laut BEHRENDT et al. (2003) kann die Phosphormenge, die durch Abspülung oder Erosion von landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer getragen wird, mit 24.063 Mg P/a beziffert werden (Stoffstrom 16). Die Phosphormenge, die im Boden gespeichert wird (Stoffstrom 20A), bildet mit 54.695 Mg P/a den Bilanzausgleich des Prozessaggregats.

4.2.9 Prozessaggregat Landwirtschaftliche Tierhaltung

Drei Input- und fünf Outputstoffströme bilden das Prozessaggregat Landwirtschaftliche Tierhaltung (Tabelle 4.11 und Abbildung 4.12).

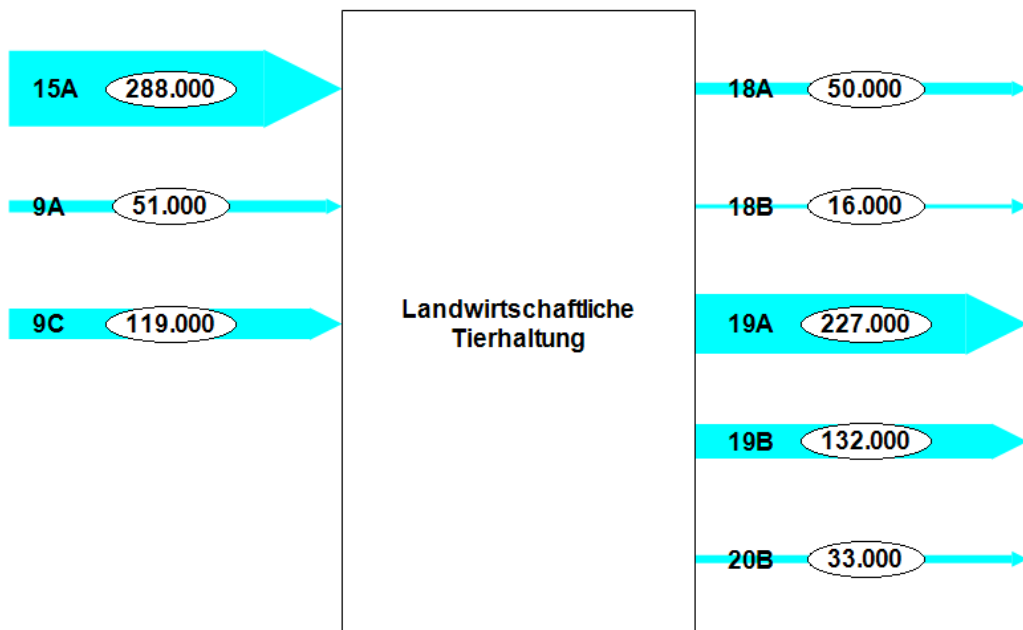
Angegliedert werden diesem Prozessaggregat einerseits Grünfütter und andererseits Futtermittel aus deutscher Produktion sowie importierte Futtermittel. Der Stoffstrom Grünfütter (Stoffstrom 15A) wurde im vorhergehenden Kapitel bereits erläutert und beträgt 288.000 Mg P/a. Ebenso wurde der Stoffstrom Futtermittel aus deutscher Produktion (Stoffstrom 9A) mit 51.000 Mg P/a in der Beschreibung des Prozessaggregats Futtermittelindustrie (Kapitel 4.2.5) bereits erklärt. Die Phosphormenge der importierten Futtermittel (Stoffstrom 9C) beträgt laut FREDE (2003) 119.000 Mg P/a. Somit ergibt sich eine Summe der Inputströme in Höhe von 458.000 Mg P/a.

Tierische Produkte zur Nahrungs- und Futtermittelproduktion, Wirtschaftsdünger, der unterteilt wird in Wirtschaftsdünger zur Düngung und zur Energiegewinnung, und die Phosphormenge, die während der Weidehaltung durch Urin und Fäzes der Tiere in den Boden gelangt, sind die Outputstoffströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Tierhaltung. Die Stoffströme tierische Produkte zur Nahrungsmittelproduktion (Stoffstrom 18A) mit 50.000 Mg P/a und zur Futtermittelproduktion (Stoffstrom 18B) mit 16.000 Mg P/a wurden bereits in den Beschreibungen der jeweiligen Prozessaggregate erläutert. Ebenso wurde im vorherigen Kapitel die Phosphormenge in Wirtschaftsdünger zur Düngung (Stoffstrom 19A) mit 227.000 Mg P/a beziffert. Insgesamt beträgt die Phosphormenge im gesamten Wirtschaftsdünger 392.000 Mg P/a (LÜCKE-BAUER, 2004).

Der Wirtschaftsdünger, der nicht zur Düngung genutzt wird, wird einerseits zur Energiegewinnung genutzt und andererseits gelangt er durch die Weidehaltung in den Boden. Hierbei wurde angenommen, dass der Anteil zur Energiegewinnung 80% beträgt. Dadurch ergibt sich für diesen Stoffstrom (Stoffstrom 19B) eine Phosphormenge in Höhe von 132.000 Mg P/a. Die Phosphormenge, die über Urin und Fäzes der Weidetiere in den Boden gelangt, kann somit mit 33.000 Mg P/a beziffert werden (Stoffstrom 20B).

Tabelle 4.11: In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Tierhaltung (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
15A	Grünfutter	288.000	FREDE (2003)
9	Futtermittel		
9A	aus deutscher Produktion	51.000	FREDE (2003)
9C	Import	119.000	FREDE (2003)
SUMME INPUT		458.000	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
18	Tierische Produkte		
18A	zur Nahrungsmittelproduktion	50.000	FREDE (2003)
18B	zur Futtermittelproduktion	16.000	FREDE (2003)
19	Wirtschaftsdünger		
19A	zur Düngung	227.000	FREDE (2003)
19B	zur Energiegewinnung	132.000	LÜCKE-BAUER (2004), Abschätzung
20B	Boden (Weidehaltung)	33.000	LÜCKE-BAUER (2004), Abschätzung
SUMME OUTPUT		458.000	

**Abbildung 4.12: In- und Outputströme des Prozessaggregats Landwirtschaftliche Tierhaltung mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)**

4.2.10 Prozessaggregat Biogasproduktion

Das Prozessaggregat Biogasproduktion hat für die Bilanz jeweils zwei relevante Input- und Outputstoffströme (Tabelle 4.12 und Abbildung 4.13).

Die Inputströme sind Wirtschaftsdünger (Stoffstrom 19B) mit 132.000 Mg P/a und NaWaRo (Stoffstrom 15E) mit 68.777 Mg P/a. Beide Stoffströme wurden bereits in Kapitel 4.2.9 bzw. in Kapitel 4.2.8 erläutert. Die Summe der Inputströme beträgt 200.077 Mg P/a.

Der Gärrückstand bildet den Outputstoffstrom des Prozessaggregats. Da während des Vergärungsprozesses lediglich Kohlenstoffverbindungen in Biogas umgewandelt werden und der im Substrat enthaltene Phosphor nicht in einen gasförmigen Zustand übergeht, enthält der gesamte Outputstrom genau so viel Phosphor wie die Inputstoffströme. Laut Fachverband Biogas (2010) werden 80% des Gärrückstands zu Düngezwecken zurück in die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion gebracht. Die übrigen 20% müssen einer Entsorgung zugeführt werden. Somit ergibt sich für den Gärrückstand zur Düngung (Stoffstrom 21A) eine Phosphormenge von 160.622 Mg P/a und für den zu entsorgenden Rückstand 40.155 Mg P/a (Stoffstrom 21B).

Tabelle 4.12: In- und Outputströme des Prozessaggregats Biogasproduktion (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
19B	Wirtschaftsdünger	132.000	s. Kap. 4.2.9
15E	NaWaRo	68.777	BMELV (2008), FNR (2009), FNR und BMELV (2009)
SUMME INPUT		200.777	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
21	Gärrückstand		
21A	zur Düngung	160.622	FACHVERBAND BIOGAS E.V. (2010), Berechnung
21B	zur Entsorgung	40.155	Berechnung
SUMME OUTPUT		200.777	

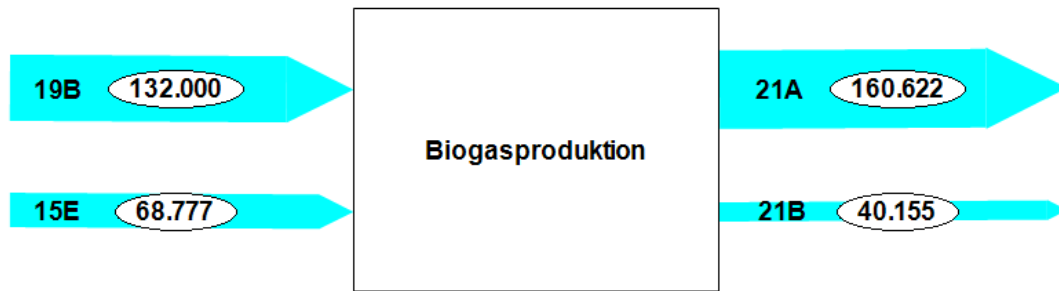


Abbildung 4.13: In- und Outputströme des Prozessaggregats Biogasproduktion mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

4.2.11 Prozessaggregat Haushalte

Für das Prozessaggregat Haushalte wurden drei Input- und fünf Outputstoffströme ermittelt (Tabelle 4.13 und Abbildung 4.14).

Die Inputstoffströme Nahrungsmittel sowie Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel aus deutscher Produktion wurden aus der Beschreibung des Prozessaggregats Nahrungsmittelindustrie (Kapitel 4.2.4) bzw. Detergentienindustrie (Kapitel 4.2.6) übertragen. Der Stoffstrom Nahrungsmittel (Stoffstrom 7A) beträgt 82.028 Mg P/a und der Stoffstrom Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel (Stoffstrom 11A) 7.000 Mg P/a. Hinzu kommen importierte Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel in Höhe von 13.103 Mg P/a (IKW, 2006; DESTATIS, 2010d). Die Summe der Inputströme beträgt 102.131 Mg P/a.

Tabelle 4.13: In- und Outputströme des Prozessaggregats Haushalte (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
7A	Nahrungsmittel	82.028	s. Kap. 4.2.4
11	Wasch-, Reinigungs- und Geschirrspülmaschinenmittel		
11A	aus deutscher Produktion	7.000	IKW (2006), METZNER (2006)
11C	Import	13.103	DESTATIS (2010d), IKW (2006)
SUMME INPUT		102.131	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
22	Speicherung im Mensch	923	EMSLEY (2000), DESTATIS (2006a), DESTATIS (2010a), DESTATIS (2010b)
23	Abwasser	56.568	s. Kap. 4.2.12
24	Abfall		
24A	biogener Abfall	3.288	s. Kap. 4.2.13
24B	Garten- und Parkabfälle	2.671	s. Kap. 4.2.13
24C	Restabfall	38.682	Bilanzausgleich
SUMME OUTPUT		102.131	

Abwasser und Abfall sowie die Phosphorspeicherung im Menschen bilden die Outputstoffströme. Laut EMSLEY (2000) beträgt die Phosphormenge im menschlichen Körper 12 g P/kg. Ausgehend von einer Einwohnerzahl in Deutschland von 82 Mio. E (DESTATIS, 2010a) und einer durchschnittlichen Lebenserwartung von 80 a (DESTATIS, 2010b) sowie einem durchschnittlichen Körpergewicht von 75 kg (DESTATIS, 2006b) errechnet sich die im Menschen gespeicherte Phosphormenge zu 923 Mg P/a (Stoffstrom 22).

In Deutschland sind laut Statistischem Bundesamt (DESTATIS, 2006b) 77.490.000 Einwohner an eine kommunale Kläranlage angeschlossen. Die spezifische Phosphorfracht im Abwasser kann mit 2 g P/(E*d) angenommen werden. Somit wird den kommunalen Kläranlagen in Deutschland mit dem häuslichen Abwasser (Stoffstrom 23) eine jährliche Phosphormenge von rund 56.568 Mg P/a zugeführt. Die Phosphormenge in Abfällen aus Haushalten wird in biogene Abfälle, Garten- und Parkabfälle und Restabfall eingeteilt. Laut Statistischem Bundesamt (DESTATIS, 2008) fallen in deutschen Haushalten biogene Abfälle in Höhe von 4,2 Mio. Mg/a und Garten- und Parkabfälle in Höhe von 4,7 Mio. Mg P/a an. Basierend auf den spezifischen Phosphorgehalten der biogenen Abfälle nach FRICKE und BIDLINGMAIER (2003) ergibt sich eine Phosphormenge in diesen Abfällen von 3.288 Mg P/a (Stoffstrom 24A) bzw. von 2.671 Mg P/a (Stoffstrom 24B). Der Restabfall in Höhe von 38.682 mg P/a (Stoffstrom 24C) bildet den Bilanzausgleich dieses Aggregats.

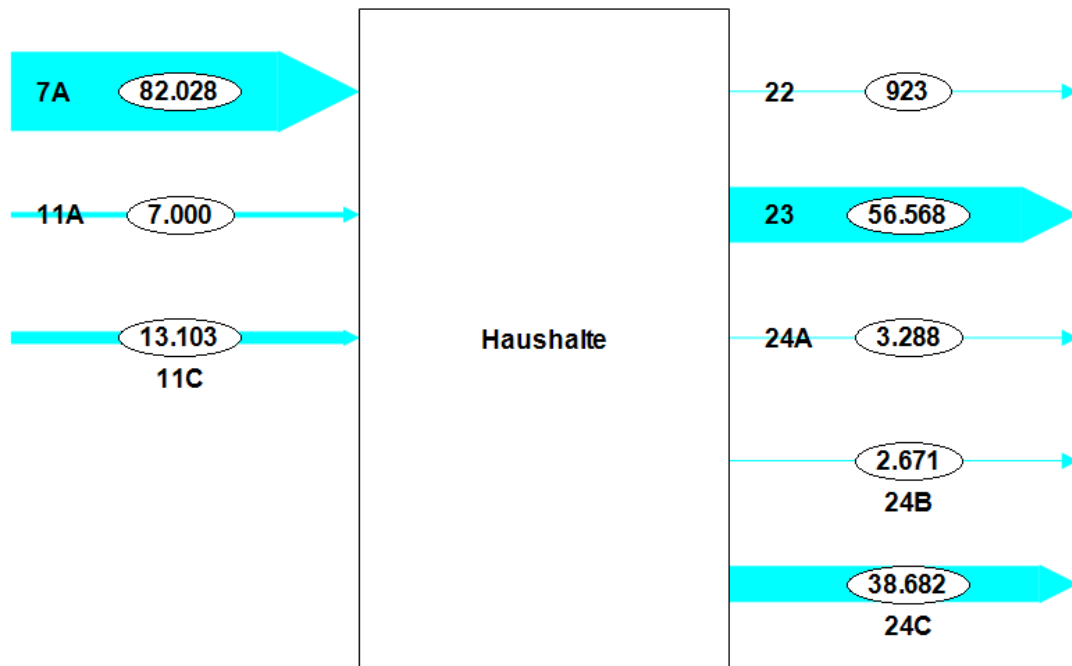


Abbildung 4.14: In- und Outputströme des Prozessaggregats Haushalte mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

4.2.12 Prozessaggregat Abwasserreinigung

Das Prozessaggregat Abwasserreinigung hat je drei Input- und Outputstoffströme (Tabelle 4.14 und Abbildung 4.15).

Zu den Inputstoffströmen gehört das kommunale Abwasser (Stoffstrom 23) mit 56.568 Mg P/a sowie industrielles Abwasser aus der Düngemittelindustrie (Stoffstrom 5) mit 9.508 Mg P/a und aus der Sonstigen Industrie (Stoffstrom 14A) mit 4.075 Mg P/a. Die Ermittlung der drei Stoffströme wurde in den vorherigen Kapiteln erläutert. Die Summe der Inputströme beträgt 70.151 Mg P/a.

Tabelle 4.14: In- und Outputströme des Prozessaggregats Abwasserreinigung (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
23	kommunales Abwasser	56.568	DESTATIS (2006b), ATV-DVWK (2003)
5	Abwasser aus Düngemittelindustrie	9.508	DESTATIS (2006b), ATV-DVWK (2003)
14A	Abwasser aus sonstiger Industrie	4.075	Berechnung
SUMME INPUT		70.151	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
25	gereinigtes Wasser (Hydrosphäre)	8.127	BEHRENDT et al. (2003)
26	Klärschlamm		
26A	für landwirtschaftliche Flächen	15.315	DESTATIS (2006b), DWA (2005)
26B	zur Entsorgung	39.380	DESTATIS (2006b), DWA (2005)
SUMME OUTPUT		62.822	

Die Outputströme werden durch das gereinigte Abwasser sowie durch Klärschlamm zur Düngung und zur Entsorgung gebildet. BEHRENDT et al. (2003) beziffern die Phosphormenge im gereinigten Wasser, das durch Einleiten in den Vorfluter in die Hydrosphäre gelangt, mit 8.127 Mg P/a (Stoffstrom 25). Laut Statistischem Bundesamt (2006) fallen in Deutschland jährlich ca. 2,26 Mio. Mg TS Klärschlamm an. Ausgehend von einem Phosphorgehalt von 24 g P/kg TS (DWA, 2005) ist im Klärschlamm eine Phosphormenge von rund 55.000 Mg P/a enthalten. Lediglich 28 % des Gesamtschlammanfalls werden in der Landwirtschaft zu Düngezwecken verwendet (DESTATIS, 2006b). Dies führt dazu, dass lediglich eine Phosphormenge von 15.315 Mg P/a einer landwirtschaftlichen Verwertung (Stoffstrom 26A) angedient und somit durch diesen Weg einer Kreislaufführung entsprochen wird. Die restliche im Klärschlamm enthaltene Phosphormenge von 39.380 Mg P/a wird dem Kreislauf entzogen, da dieser Klärschlamm einer Entsorgung zugeführt wird (Stoffstrom 26B).

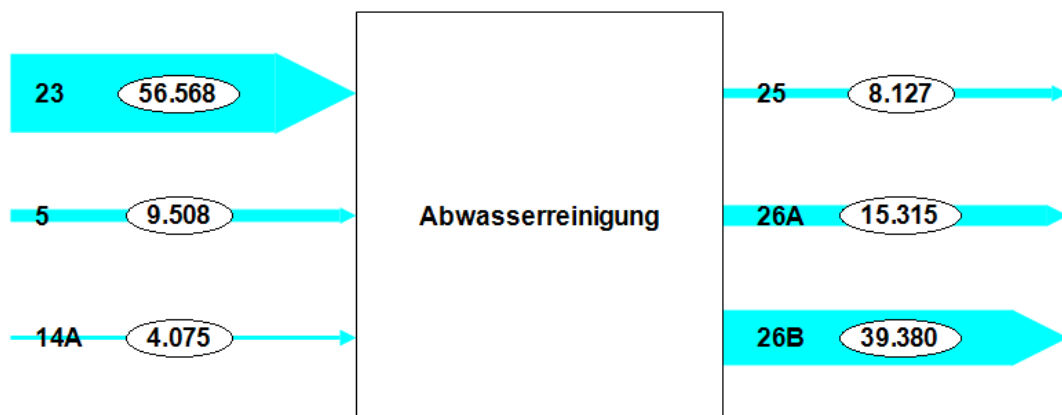


Abbildung 4.15: In- und Outputströme des Prozessaggregats Abwasserreinigung mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)

4.2.13 Prozessaggregat Abfallentsorgung

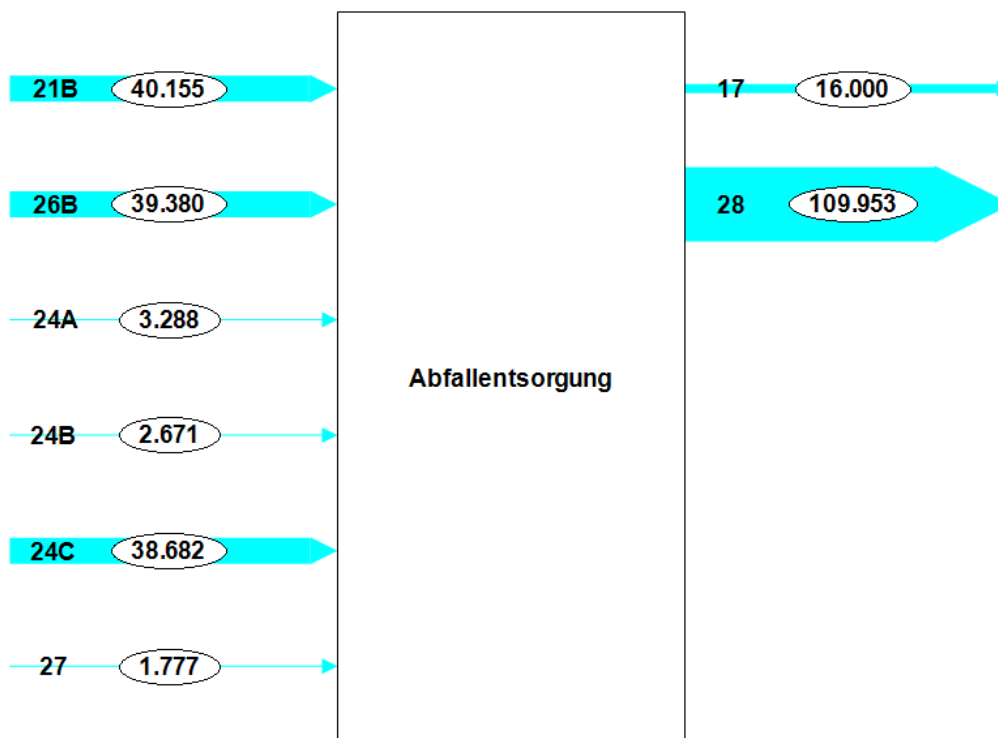
Sechs Input- und zwei Outputstoffströme bilden das Prozessaggregat Abfallentsorgung (Tabelle 4.15 und Abbildung 4.16).

Die für die Bilanz relevanten Inputströme sind Abfälle aus der Sonstigen Industrie und aus Haushalten sowie Klärschlamm und Gärrückstände zur Entsorgung. Alle sechs Stoffströme werden aus anderen Prozessaggregaten übertragen. Die Abfälle aus der Sonstigen Industrie (Stoffstrom 27) betragen 1.777 Mg P/a und die aus den Haushalten, aufgeteilt in biogene Abfälle, Garten- und Parkabfälle sowie Restabfall, 3.288 Mg P/a (Stoffstrom 24A), 2.671 Mg P/a (Stoffstrom 24B) und 38.682 Mg P/a (Stoffstrom 24C). Klärschlamm zur Entsorgung (Stoffstrom 26B) fällt in Höhe von 39.380 Mg P/a und Gärrückstände in Höhe von 40.155 Mg P/a (Stoffstrom 21B). Somit beträgt die Summe der Inputströme dieses Aggregats 125.953 Mg P/a.

Die beiden Outputstoffströme sind Kompost, der zur Düngung genutzt wird, und Abfall zur Entsorgung. Die Phosphormenge im Kompost (Stoffstrom 17) wurde bereits in Kapitel 4.2.8 ermittelt und beträgt 16.000 Mg P/a. Die Phosphormenge, die mit Abfällen entweder in einer thermischen Behandlung oder in einer Deponie entsorgt wird, bildet im Prozessaggregat Abfallentsorgung den Bilanzausgleich und beträgt 109.953 Mg P/a (Stoffstrom 28).

Tabelle 4.15: In- und Outputströme des Prozessaggregats Abfallentsorgung (GETHKE, 2011)

INPUT		[Mg P/a]	Quellen
21B	Gärrückstand zur Entsorgung	40.155	s. Kap. 4.2.10
26B	Klärschlamm zur Entsorgung	39.380	s. Kap. 4.2.12
24A	biogener Abfall aus Haushalten	3.288	DESTATIS (2008), FRICKE und BIDLINGMAIER (2003)
24B	Garten- und Parkabfälle	2.671	DESTATIS (2008), FRICKE und BIDLINGMAIER (2003)
24C	Restabfall	38.682	s. Kap. 4.2.11
27	Abfall aus sonstiger Industrie	1.777	s. Kap. 4.2.7
SUMME INPUT		125.953	
OUTPUT		[Mg P/a]	Quellen
17	Kompost	16.000	GUTSER und EBERTSEDER (2006)
28	zur Deponierung oder thermischen Behandlung	109.953	Bilanzausgleich
SUMME OUTPUT		125.953	

**Abbildung 4.16: In- und Outputströme des Prozessaggregats Abfallentsorgung mit Stoffstromnummer und Phosphormenge [Mg P/a] (GETHKE, 2011)**

4.3 Schlussfolgerungen und Überprüfung der Bilanz

Zur Phosphorrückgewinnung stehen grundsätzlich die wässrigen Stoffströme der kommunalen (Nr. 23) und industriellen (Nr. 14A, 14B) Abwasserreinigung sowie die Stoffströme der Klärschlammbehandlung (Nr. 26B) zur Verfügung. Der landwirtschaftlich verwertete Klärschlamm (Nr. 26A) trägt heute bereits zur Kreislaufführung und Ressourcenschonung bei. Zukünftig wären hier jedoch verstärkt Aspekte der Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors zu beachten, der im Klärschlamm in der Regel als Eisenphosphat vorliegt.

Wirtschaftsdünger und Abfälle aus der Biogasproduktion werden größtenteils als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt, wodurch auch hier eine Kreislaufführung gewährleistet ist. Eine Rückgewinnung des Phosphors aus diesen Stoffströmen würde aus Sicht einer Volumenreduzierung bzw. Aufkonzentrierung Sinn ergeben und somit zu einer Ersparnis an Transportkosten beitragen.

Nach Angaben des Industrieverbands Agrar betrug 2008 der Inlandsabsatz an phosphorhaltigen Düngemitteln 75.983 Mg P/a (siehe Kapitel 4.2.3). Der Klärschlamm, der in die Entsorgung geleitet wird besitzt ein Phosphorpotenzial von 39.380 Mg P/a und könnte theoretisch ca. 52% des Inlandsabsatzes decken. Zu berücksichtigen ist, dass sich die tatsächlich rückgewinnbare Menge an Phosphor aufgrund der Wirkungsgrade der Verfahren reduzieren wird.

Um die einzelnen Prozessaggregate und deren Interdependenz zu verifizieren, kann die Gesamtbilanz mit der eingangs genannten Formel überprüft werden (vgl. Kapitel 4.1).

$$\Sigma \text{ Input} = \Sigma \text{ Output} + \Sigma \text{ Speicher/Lager}$$

Hierbei wird die Inputsumme durch die Summe der importierten Stoffströme gebildet. Die Outputsumme enthält die exportierten Stoffströme sowie die Phosphormengen, die den Bilanzraum über die Hydrosphäre verlassen. Die Lagersumme wird aus der Addition der Phosphormengen der beschriebenen Lager gebildet. Da in der Gesamtbilanz verschiedenste Literaturquellen und einige Annahmen genutzt wurden, muss die Formel um den Term „Unschärfe“ erweitert werden. Diese Unschärfe sollte, um valide zu sein, im Bereich kleiner 2% der Inputsumme liegen.

$$\Sigma \text{ Input} = \Sigma \text{ Output} + \Sigma \text{ Speicher/Lager} \pm \text{Unschärfe}$$

Die Unschärfe beträgt 7.060 Mg P/a und entspricht somit 1,317% der Inputsumme (Tabelle 4.16). Die Gesamtbilanz muss daher als valide angesehen werden.

Tabelle 4.16: Überprüfung der Gesamtbilanz

	Stoffstrom	Phosphormenge [Mg P/a]
Inputsumme	1 Import Phosphor zur Phosphorindustrie	51.175
	2 Import phosphorhaltige Rohstoffe zur Phosphorindustrie	135.843
	4C Import Mineraldünger	71.616
	8 Import Rohstoffe zur Futtermittelindustrie	3.589
	9C Import Futtermittel zur Landwirtschaftlichen Viehhaltung	119.000
	10 Import phosphorhaltige Rohstoffe zur Detergentienindustrie	5.919
	11C Import Waschmittel etc.	13.103
	12 Import phosphorhaltige Rohstoffe zur sonstigen Industrie	5.066
	15F Import zur Nahrungsmittelindustrie	105.139
	18C Import zur Nahrungsmittelindustrie	25.513
Summe		535.963
Outputsumme	3C Export aus der Phosphorindustrie	31.567
	4B Export aus der Düngemittelindustrie	23.144
	7B Exporte der Nahrungsmittelindustrie	159.174
	9B Exporte der Futtermittelindustrie	4.610
	11B Export aus der Detergentienindustrie	15.015
	14B Abwasser Direkteinleitung (Sonstige Industrie)	451
	14C Abwasser Direkteinleitung (Nahrungsmittelindustrie)	451
	16 Gewässerbelastung aus der Landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion	24.063
	25 Gereinigtes Wasser aus der Abwasserbehandlung	8.127
Summe		266.601
Lagersumme	6 Halde aus Abfällen der Düngemittelindustrie	29.967
	13 Langlebige Produkte	33.764
	20A Speicherung im Boden	54.695
	20B Boden (Weidehaltung)	33.000
	22 Speicherung im Mensch	923
	28 Abfälle zur Deponierung bzw. thermischen Behandlung	109.953
Summe		262.301
Unschärfe		7.060

5 Untersuchung der in der Förderinitiative erzeugten Produkte

Christine Waida, Gießen
Karlheinz Weinfurtner, Schmallingenberg

Grundlegendes Ziel des Arbeitspaketes 3 war die vergleichende Bewertung der in der Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe“ geförderten Verfahren und Produkte des P-Recyclings nach Düngemittelverordnung und Bundesbodenschutzverordnung. Wesentliches Ziel der Düngemittelverordnung ist, dass die verwendeten Dünger einen pflanzenbaulichen, produktions- oder anwendungstechnischen Nutzen haben oder sie dem Bodenschutz sowie der Erhaltung und Förderung der Fruchtbarkeit des Bodens dienen (§ 3. Abs. 2b). Weiterhin darf bei sachgerechter Anwendung die Fruchtbarkeit des Bodens, die Gesundheit von Menschen, Haustieren und Nutzpflanzen nicht geschädigt und der Naturhaushalt nicht gefährdet werden. Auch das Bundesbodenschutzgesetz und die Bodenschutzverordnung greifen diese Begriffe auf, in dem im Wortlaut des Gesetzes darauf hingewiesen wird, dass es Zweck des Gesetzes ist, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern und somit Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen. Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Nutzung der Böden wird auf die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft verwiesen. Im Sinne des Gesetzes soll eine Anreicherung schädlicher Stoffe im Boden grundsätzlich vermieden werden. Für wichtige Kontaminanten sind Vorsorgewerte festgelegt.

Im Rahmen des Vorhabens wurden deshalb folgende Ziele verfolgt:

- Analyse der Düngewirkung durch Untersuchung der Löslichkeiten der getesteten Produkte des P-Recyclings sowie ihre Wirkung auf Boden und Pflanzen in Gefäßversuchen
- Analyse von möglichen schädlichen Wirkungen durch Untersuchung der Schadstoffgehalte, der Schadstoffverfügbarkeit und der Aufnahme in die Pflanze
- Betrachtung der technischen Produktqualität

5.1 Material und Methoden

Im folgenden Kapitel sollen die untersuchten Produkte des P-Recyclings, die eingesetzten Versuchsböden sowie die analytischen Verfahren, die zugrunde liegenden Modelle und die Berechnungen, auf denen die Versuchsergebnisse dieser Untersuchung basieren, im Detail vorgestellt werden.

5.1.1 Produkte des P-Recyclings

Insgesamt wurden 16 verschiedene Produkte des P-Recyclings untersucht. Als Kontroll-Varianten in den Gefäßversuchen und als Referenzmaterial für die chemischen Analysen fungierten ein handelsübliches Triple-Superphosphat sowie ein unaufgeschlossenes Rohphosphat. Tabelle 5.1 liefert eine Kurzübersicht über die untersuchten Produkte des P-Recyclings und deren Hauptcharakteristika. Angegeben sind Informationen zum Materialtyp, der Herstellungsschemie sowie der Produktart der einzelnen Produkte des P-Recyclings.

Tabelle 5.1: Kurzcharakterisierung der untersuchten Produkte des P-Recyclings

Produkt des P-Recyclings	Materialtyp	Herstellungsschemie	Produktart
P-RoC 2008	Abwasser-Recyclat	nasschemisch durch Kristallisation mit CSH	Ca-Phosphat
P-RoC 2009			
MAP Gifhorn	Klärschlamm-Recyclat	nasschemisch durch Säureaufschluss, Sulfidbehandlung und Mg-Fällung	MAP
MAP Stuttgart		nasschemisch durch Säureaufschluss, Laugung und MAP-Fällung	MAP
Seaborne		nasschemisch durch Säureaufschluss, Sulfidbehandlung und Mg-Fällung	Mg-Phosphat
FIX-Phos		nasschemisch durch Kristallisation mit CSH	Ca-Phosphat
SESAL		nasschemisch durch Säureelution, Laugung und CaCl ₂ -Fällung	Ca-Phosphat
Al-P		nasschemisch durch Säureaufschluss	Al-Phosphat
Al-Pentfrachtet	nasschemisch durch wiederholten Säureaufschluss		
PASCH I	Klärschlamm-Asche	nasschemisch durch Laugung, Solventextraktion durch org. Phase und Kalkmilch-Fällung	Ca-Phosphat
PASCH II			
PASCH III			
Ash Dec 2008		nasschemisch durch Säure- und Chloridbehandlung, thermische Nachbereitung	Ca-Phosphat
Ash Dec 2009			
BAM		thermochemisch unter Zugabe von Mg-Chloriden	Mg-Phosphat
Ulophos	Tiermehl-Asche	thermochemisch unter Zugabe von Additiven	Ca-Phosphat
TSP	Mineral-Dünger	nasschemisch durch Säureaufschluss	Ca-Phosphat
RP		unbehandelt	

Der Lieferumfang der einzelnen Produkte des P-Recyclings variierte in Abhängigkeit des jeweiligen Entwicklungszustandes der Herstellungsverfahren mitunter stark und lag im Bereich zwischen 100 bis 3000 g. Alle Proben lagen in getrockneter und fein gemahlener Form vor. Der Lieferzeitpunkt war ebenfalls herstellungsbedingt, so dass es z. T. zu erheblichen Verzögerungen im Versuchsablauf kam und die Gefäßversuche in drei, die Inkubationsversuche in zwei verschiedene Versuchsreihen aufgeteilt werden mussten (s. Tabelle 5.4). Aufgrund der längeren Versuchsdauer der Inkubationsversuche konnte das spät angelieferte Produkt BAM nicht mehr in den Inkubationsversuchen verwendet werden.

5.1.2 Basissubstrate

Zur Bewertung der einzelnen Verfahrensprozesse hinsichtlich der An- und Abreicherung von Nähr- und Schadelementen, wurden auch die entsprechenden Ausgangsstoffe untersucht, aus denen die Düngemittel gewonnen wurden. Eine kurze Übersicht der vorliegenden Basissubstrate und deren Zuordnung zu den entsprechenden Produkten des P-Recyclings liefert Tabelle 5.2:

Tabelle 5.2: Zuordnung der Ausgangsstoffe zu den entsprechenden Endprodukten des P-Recyclings

Basissubstrat	Materiatyp	Endprodukt des P-Recyclings
B-P-RoC	Klärschlamm	P-RoC 2008, P-RoC 2009
B-WAR	Überschussschlamm	FIX-Phos, SESAL-Phos, Al-P und Al-Pentfrachtet
B-PASCH	Klärschlamm-Asche	PASCH I-III
B-BAM	Klärschlamm-Asche	BAM
B-Ulophos	Tiermehlasche	Ulophos

Die Basissubstrate sind jeweils mit einem „B“ vor dem Namen gekennzeichnet. Nicht alle Produkthersteller konnten das entsprechende Ausgangssubstrat ihrer Produkte des P-Recyclings zur Verfügung stellen. Für die Produkte MAP Gifhorn, MAP Stuttgart, Seaborne und Ash Dec 2008/2009 lag kein Basissubstrat zur Untersuchung vor, weshalb diese, je nach eingesetztem Ausgangsstoff, mit den entsprechenden mittleren Gehalten für Klärschlämme und Aschen nach Angaben von KÖRDEL et al. (2007) und PETZET und CORNEL (2010) verglichen und bewertet wurden.

Für die Produkte P-RoC 2008 und 2009 lag ein Klärschlamm als Ausgangssubstrat vor, für die Produkte PASCH I-III und BAM eine Klärschlamm-Asche. Bei dem Basissubstrat B-WAR handelt es sich um einen Überschussschlamm, der jeweils den Ausgangsstoff für die Düngerprodukte FIX-Phos, SESAL-Phos und die beiden Aluminium-Phosphate Al-P und Al-P_{entfrachtet} bildete. Der Name WAR steht hierbei für das Institut, an dem die Produkte des P-Recyclings hergestellt wurden. Das Basissubstrat des Produktes Ulophos ist eine Tiermehlasche. Zur besseren Übersichtlichkeit wurden lange Dünger-Namen in den folgenden Tabellen und Abbildungen in gekürzter Form angegeben (z. B. MAP G, FIX-Phos, Ash 08/09 oder Ulo). Die Ausgangsprodukte werden in den Abbildungen entsprechend nur noch „Basis“ genannt.

5.1.3 Bodenprobenahme

Für die Untersuchungen der Produkte des P-Recyclings im Rahmen von Gefäßversuchen fanden insgesamt drei verschiedene Böden Verwendung. Zwei Böden stammen aus Niedersachsen und wurden Anfang Mai 2008 in enger Kooperation mit dem Department für

Nutzpflanzenwissenschaften (DNPW) der Georg-August-Universität Göttingen beprobt. Da die Abteilung Agrikulturchemie des DNPW zu diesem Zeitpunkt innerhalb derselben BMBF-Förderinitiative bereits gleichartige Versuche zum Düngerverhalten verschiedener Produkte des P-Recyclings im Feldversuch praktizierte und somit bereits umfassende Bodencharakteristika vorlagen, wurde seitens des Projektträgers die Nutzung der gleichen Böden angewiesen, um eine anschließende Vergleichbarkeit der Versuchsergebnisse zu gewährleisten. Der Lehmboden aus Niedersachsen wies jedoch höhere Phosphatgehalte auf als anfänglich nach Angaben des DNPW erwartet (P-Gehaltsklasse C anstatt B), so dass Mitte April 2009 ein dritter phosphat ärmerer Lehmboden aus Bayern beprobt wurde. Alle drei Böden zeigten verschiedene Textureigenschaften und unterschiedliche pH-Niveaus. Tabelle 5.3 gibt einen vergleichenden Überblick über die Böden mit ihren wichtigsten chemischen und physikalischen Eigenschaften.

Der Sandboden stammt von einer seit über 15 Jahren ungenutzten und ungedüngten Ackerbrache nahe der Ortschaft Düşhorn (HW: 52° 48' 41" N, RW: 9° 36' 54" O). Zum Zeitpunkt der Bodenerhebung bestand die Vegetation aus Wildgräsern und Wildkräutern, wobei die Gräser dominierten. Die Bodenprobenahme erfolgte mit Hilfe eines Radladers durch den Landwirt. Hierbei wurden an drei verschiedenen Stellen der ehemaligen Ackerfläche rund 1,5 Tonnen (feldfrisches) Bodenmaterial entnommen, wobei jeweils die oberen 30 cm abgetragen wurden. Bei dem Bodenmaterial handelt es sich um einen Ap-Horizont mit knapp 90% Sandanteil. Der pH-Wert liegt mit einem Wert von 4,7 im stark sauren Bereich. Die effektive Kationenaustauschkapazität KAK_{eff} des Bodens beträgt 56,1 mmolc/kg, die maximale Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) liegt bei 33%. Der Gesamt-Phosphorgehalt des Bodens beträgt 330 mg/kg, der pflanzenverfügbare Phosphat-Gehalt gemessen im Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt (CAL) liegt bei 57 mg/kg. Der Boden ist somit der P-Gehaltsklasse C zuzuordnen und verfügt über einen „ausreichenden“ P-Gehalt (VDLUFA, 1997).

Tabelle 5.3: Physikalische und chemische Eigenschaften der Ausgangsböden

Parameter	Einheit	Düşhorn (Sand)	Gieboldehausen (Lösslehm I)	Scheyern (Lösslehm II)
Sand	Gew.-%	89	44	28
Schluff	Gew.-%	1	27	55
Ton	Gew.-%	10	29	17
pH CaCl ₂	-	4,7	6,8	5,4
KAK eff	mmolc/kg	56,1	188,7	93,2
WHK max	Gew.-%	32,6	44,9	52,3
P ges	mg/kg	330	580	512
P CAL	mg/kg	57	49	33
C _{ges}	%	2,68	1,68	1,38
N _{ges}	mg/kg	1389	2123	1485

Der zweite Boden stammt von einer Ackerfläche nahe der Ortschaft Gieboldehausen (HW: 51° 35' 46" N, RW: 10° 12' 47" O). Bei dem Bodenmaterial handelt es sich um den Ap-Horizont eines Auenlehms, welcher unter Einsatz von Spaten an vier verschiedenen Stellen der Ackerfläche aus den oberen 30 cm entnommen wurde. Auch hier wurden insgesamt etwa 1,5 Tonnen Bodenmaterial abgetragen. Im Jahr 2006 war die Ackerfläche mit Winterraps kultiviert, in den Jahren 2007 und 2008 mit Winterweizen. Zu der beprobten Ackerfläche liegen keine Angaben zur Düngungsgeschichte vor. Nach projektinternen Angaben des DNPW kann die ehemalige Ausbringung von Wirtschaftsdüngern innerhalb des oben genannten Zeitraums jedoch ausgeschlossen werden. Mit einem pH-Wert von 6,8 ist der Boden neutral. Die KAK_{eff} des Lehmboedens beträgt 188,7 mmolc/kg, die WHK_{max} liegt bei 44,9% (s. Tabelle 5.3). Der P-Gesamtgehalt beträgt 580 mg/kg. Mit einem PCAL-Wert von 49 mg/kg zählt dieser Lehmboeden nach VDLUFA (1997) ebenfalls zur P-Gehaltsklasse C.

Der dritte Boden stammt von einer P-armen Ackerfläche aus Scheyern in Oberbayern. Die Bodenentnahme erfolgte mittels Spaten aus dem Ap-Horizont in 0-30 cm Bodentiefe auf dem Ackerschlag A15, bei Rasterpunkt 170130 der Versuchsstation "Klostergut Scheyern" (RW: 48° 29' 56" N, HW: 11° 26' 11" O). Dieser wurde in den Jahren 1990 bis 2005 durch den Forschungsverbund Agrarökosysteme genutzt und wird seit 2005 vom Helmholtz-Zentrum München als "Forschungsplattform Scheyern" weitergeführt. Insgesamt wurden etwa 1,5 Tonnen feldfeuchtes Bodenmaterial entnommen. Im Jahr 2008 war der Ackerschlag mit Winterweizen kultiviert, im Jahr 2009 mit Mais. Die Düngung des Ackerbodens erfolgte mit einer Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL-Dünger) (GERL, 2011).

Mit einem pH-Wert von 5,4 verfügt der Boden über eine schwach saure Bodenreaktion. Die KAK_{eff} beträgt 93,2 mmolc/kg. Der Phosphor-Gesamtgehalt liegt bei 512 mg/kg. Der P_{CAL} -Gehalt beträgt 33 mg/kg, womit dieser Boden der P-Gehaltsklasse B angehört.

Vor der Nutzung des Bodenmaterials in den Gefäßversuchen wurde dieses zunächst über mehrere Wochen luftgetrocknet, homogenisiert und anschließend auf eine Partikelgröße von 2 mm gesiebt.

5.1.4 Boden- und Produktanalysen

5.1.4.1 Korngrößenbestimmung

Die Analyse erfolgte nach DIN ISO 11277. Die Zuordnung und Einteilung der Versuchsböden zu den entsprechenden Korngrößenklassen ist Tabelle 5.3 zu entnehmen.

5.1.4.2 Wasserhaltekapazität (WHK)

Die Bestimmung der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) der Versuchsböden erfolgte gravimetrisch in Anlehnung an die VDLUFA-Methodik (2004). Vor der WHK-Bestimmung wurden die Versuchsböden (trocken) auf 2 mm gesiebt. Die Bestimmung erfolgte für jeden

Boden in dreifacher Wiederholung. Für die Versuche wurden trockene Edelstahlzylinder auf der Unterseite mit feiner Gaze bespannt, gewogen und die Masse der leeren Zylinder notiert. Anschließend wurde das Bodenmaterial zu $\frac{3}{4}$ der Zylinderhöhe in die Zylinder gefüllt und dann deren Gewicht vermerkt. Im Folgenden wurden die Zylinder in Wannen gestellt, die dann so mit Wasser gefüllt wurden, dass das Niveau des Wasserspiegels über dem der Bodenoberfläche in den Zylindern lag. Diese wurden schließlich mit Alufolie abgedeckt und über Nacht stehen gelassen. Anschließend wurden die Zylinder aus der Wasserwanne genommen und in einer weiteren Wanne auf ein gleichmäßig mit Wasser befeuchtetes Quarzsandbett gesetzt, welches dann ebenfalls mit Alufolie abgedeckt wurde. Das Quarzsandbett hatte einen Wasserstand von 0,5 cm. Die Zylinder wurden nun bis zur Gewichtskonstanz in Intervallen (ohne Alu-Abdeckung) gewogen. Anschließend wurde die Wasseraufnahme berechnet. Zur Bestimmung der Trockenmasse wurden die Bodenproben bei 105°C im Trockenschrank getrocknet.

5.1.4.3 Effektive Kationenaustauschkapazität KAK_{eff}

Die Kationenaustauschkapazität KAK beschreibt die Fähigkeit des Bodens, Kationen austauschbar zu binden. Die effektive KAK ist diejenige, die beim bodeneigenen pH-Wert wirksam ist (BLUME et al., 2010). Die KAK_{eff} der beiden vorliegenden Versuchsböden wurde in Anlehnung an die DIN ISO 11260 ermittelt.

3.1.4.4 pH-Wert-Untersuchungen

Die pH-Wert-Bestimmung der Böden und der zu untersuchenden Produkten des P-Recyclings erfolgte potentiometrisch nach VDLUFA (1991) in einer 0,01 molaren CaCl₂-Lösung.

5.1.4.4 Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Analyse

Der pflanzenverfügbare Phosphor-Gehalt in den Ausgangsböden und den verschiedenen Produkten des P-Recyclings wurde vor Versuchsbeginn mittels Calcium-Acetat-Lactat-Methode (CAL) bestimmt. Nach Abschluss der Gefäßversuche sowie zu drei Zeitpunkten während der Inkubationsversuche (nach 2, 6 und 18 Monaten) wurden die Boden-Düngergemische in den einzelnen Gefäßen erneut auf ihre P_{CAL}-Gehalte hin untersucht. Die Analysen erfolgten in Anlehnung an die VDLUFA-Methodik (2002), wurden jedoch leicht abgewandelt.

Zur Extraktion der Böden und Produkten des P-Recyclings wurden je genau 5 g des auf 2 mm gesiebten Materials in 100 ml Polyethylen (PE)-Weithalsflaschen eingewogen und anschließend mit 100 ml CAL-Extraktionslösung versetzt. Nach einer zweistündigen Schüttelzeit auf dem Horizontalschüttler (Edmund Bühler, KS 15, bzw. Gerhardt, L 5 30) bei 250 Stößen pro Minute wurde die entstandene Suspension über P-freie Faltenfilter in 100 ml

PE-Flaschen filtriert oder ggf. zentrifugiert. Um möglichen Verunreinigungen der Filter oder PE-Flaschen vorzubeugen, wurden die ersten 10 ml jedes Filtrates verworfen.

Um die P-Konzentration zu ermitteln wurde je ein Aliquot von 5 - 25 ml des Filtrates³ in 50 ml Messkölbchen überführt, mit 2,5 ml Blau-Färbereagensatz versetzt und schließlich mit deionisiertem Wasser bis zur 50 ml-Eichmarke aufgefüllt. Nach einer einstündigen Reaktionszeit, in der sich der Farbkomplex vollständig stabilisieren konnte, wurden die Proben am Durchflussphotometer (Unicam UV/VIS-Spektrometer UV2, bzw. Varian Cary 300) bei 882 nm gegen die Eichstandards gemessen. Die Eichstandards wurden analog zu den zu messenden Proben angesetzt. Anstelle des Filtrates wurde hier jedoch eine definierte Menge an P-Standard eingesetzt, so dass eine Standardreihe mit genau bekannten P-Konzentrationen zur Kalibrierung der Messung herangezogen werden konnte. Die Intensität der Blaufärbung fungierte hierbei als optisches Maß für die Höhe der P-Konzentration. Je intensiver die Färbung, desto höher ist der P-Gehalt in den Proben.

5.1.4.5 EDTA-Extraktion

Die EDTA-Extraktion der Böden und Produkten des P-Recyclings erfolgte geändert nach ZEIEN (1995)⁴. Dieses Verfahren gibt Aufschluss über den Anteil der organisch sorbierten und somit potentiell pflanzenverfügbaren Anteile der Schwermetalle in den eingesetzten Materialien. Die Analysen fanden daher sowohl vor Versuchsbeginn statt um die Ausgangsbelastung der Böden zu ermitteln, als auch nach Abschluss der Versuche um die aus dem Dünger an die Bodenteilchen sorbierten Schwermetalle zu untersuchen. Die EDTA-Extrakte wurden massenspektrometrisch mittels ICP-MS (7500ce/Agilent) gemessen.

5.1.4.6 Calciumnitrat-Extraktion

Die mobilen bzw. leicht löslichen Schwermetall-Fractionen der untersuchten Produkte des P-Recyclings wurden in Anlehnung an die Calciumnitrat-Extraktion ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) nach ZEIEN (1995)⁵ bestimmt. Analog zu den anderen Extraktionsverfahren erfolgte die $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Extraktion jeweils vor Versuchsbeginn und nach Abschluss der Pflanzenversuche. Für die Untersuchung des Triple-Superphosphats stand zum Anfertigungszeitpunkt der $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Extrakte nicht mehr ausreichend Material zur Verfügung. In der vergleichenden Betrachtung der Verfügbarkeiten in verschiedenen Lösungsmitteln konnten daher für den TSP-Dünger keine Gehalte der leicht löslichen $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Fraktion angegeben werden.

³ Das eingesetzte Volumen war abhängig von dem zu erwartenden Konzentrationsbereich der Boden-Dünger-Suspensionen.

⁴ EDTA: 0,025 M $\text{Na}_2\text{-EDTA}$, BLV = 1:10, Schütteldauer = 90 min, Filter = 0,45 μm , keine Ansäuerung des Extraktes zur Vermeidung von Fällungsreaktionen.

⁵ $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$: 0,01 M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, BLV = 1:10, Schütteldauer = 15 h, Filter = 0,45 μm , Extrakt angesäuert mit 1%-iger HNO_3 zur Stabilisierung

5.1.4.7 Königswasser-Extraktion

Die Gesamtgehalte an ausgewählten Elementen in den Versuchsböden und Produkte des P-Recyclings wurden anhand von Königswasseraufschlüssen⁶ (KöWa) ermittelt. Um den jeweiligen Pflanzenentzug zu bestimmen, wurden im Anschluss an die Gefäßversuche die Boden-Düngergemische in den einzelnen Gefäßen erneut auf ihre Element-Gesamtgehalt hin untersucht. Der Königswasseraufschluss erfolgte nach DIN ISO 11466 (1997). Die Messung der Gesamtgehalte erfolgte massenspektrometrisch mittels ICP-MS (7500ce/Agilent).

5.1.4.8 Citronensäurelöslicher Phosphor

Citronensäurelöslicher Phosphor wurde nach VDLUFA (1991) extrahiert. Dazu wurden 5 g Boden in 100 ml PE-Flaschen eingewogen und mit 50 ml Citronensäurelösung (10 g Citronensäure/L) versetzt. Anschließend wurde 2 Stunden geschüttelt, die Proben 24 Stunden stehen gelassen und danach noch mal 1 Stunde geschüttelt. Danach wurde über Faltenfilter filtriert, wobei die ersten 5 ml des Filtrats verworfen wurden. 5 ml des Filtrats wurden in 50 ml Messkolben gegeben, 5 ml Färbelösung zugegeben, auf 50 ml aufgefüllt und nach ca. 1 Stunde am Photometer (Varian Cary 300) bei 882 nm gemessen.

5.1.4.9 Oxalatlöslicher Phosphor

Die Oxalatextraktion erfolgte nach DIN 19684-6 (1997), die Messung erfolgte am AAS oder am ICP (DIN 19684-6 (1997)).

5.1.4.10 Sorptionskurven

P-Sorptionskurven wurden nach SCHEINOST (1994) erstellt. Dazu wurden je achtmal 5 g Boden mit Lösungen unterschiedlicher P-Gehalte für 24 Stunden geschüttelt und anschließend das verbleibende P in der überstehenden Lösung bestimmt. Damit lässt sich neben der aktuellen P-Konzentration in der Lösung auch die Menge an sorbiertem bzw. desorbiertem P ermitteln. Die berechnete Menge an sorbiertem bzw. desorbiertem P wird gegen die Konzentration in der Lösung aufgetragen. Zur Kurvenanpassung wurde die Freundlich-Gleichung verwendet. Aus ihr lassen sich P_{10} , d.h. die Konzentration bei der die Sorption und Desorption gleich sind (entspricht Gleichgewichtskonzentration in der Bodenlösung) sowie das P-Sorptionsmaximum ableiten.

⁶ Der Königswasser-Extrakt kann das aufzuschließende Material nicht vollständig in Lösung bringen. Weiterhin ist die Extraktionsausbeute für jedes Element verschieden. Die extrahierten Elemente können daher im Grunde nicht als Gesamtgehalte bezeichnet werden (DIN ISO 11466).

5.1.4.11 Sequentielle P-Extraktion

Die sequentielle P-Extraktion erfolgte nach der Methode von OLSEN und SUMMERS (1982). Die sequentielle Extraktion wurde durchgeführt mit 0,1 M NaOH zur Extraktion von Al- und Fe-gebundenem P (A), Citrat-Bicarbonat (CB) um das an CaCO_3 reabsorbierte P aus Schritt A zu extrahieren (B), Dithionit-Citrat-Bicarbonat zur Extraktion des in Eisenoxiden eingeschlossenem P (C) und 1 M HCl um Ca-gebundenes P zu entfernen. Die Bestimmung der P-Gehalte erfolgte wie bereits oben beschrieben über eine Färbemethode.

5.1.4.12 Elution von Schwermetallen

Das Elutionsverhalten von Schwermetallen wurde entsprechend DIN 19528 (2009) ermittelt.

5.1.4.13 Löslichkeitsbestimmungen

Die Untersuchungen zur Löslichkeit des in den Produkten enthaltenen P wurde entsprechend der Vorgaben nach VDLUFA, Methodenbuch II, Untersuchung von Düngemitteln durchgeführt (VDLUFA, 1995).

5.1.4.14 Untersuchung auf organische Schadstoffe

Die Untersuchungen auf den Gehalt an organischen Schadstoffen wurden auf ausgewählte Parameter beschränkt. Die Bestimmung von PAK_{16} erfolgte nach DIN ISO 13877 (1998). Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) wurden mit einer Hausmethode bestimmt. Die Bestimmung von Nonylphenol und von Phthalaten erfolgte nach DIN EN ISO 18857-1 (2005) bzw. DIN EN ISO 18856 (2004).

5.1.5 Inkubationsversuche

Zu je 6 kg Boden (TS) wurden jeweils 360 mg P/je Gefäß in Form des jeweiligen Produktes des P-Recyclings zugegeben und mit einer Mischanlage (Rührfix, Karl Dahm GmbH) in das Bodenmaterial eingearbeitet. Neben den unterschiedlichen Düngervarianten wurde noch eine Variante ohne P-Düngung als 0-Kontrolle mitgeführt. Jede Boden/Düngevariante wurde in vierfacher Wiederholung in einer überdachten Freilandanlage als zufallsverteilter Block aufgestellt.

Die Bewässerung erfolgte mittels automatischer Wasserspender der Firma Blumat. Als Gießwasser wurde Regenwasser simuliert. Der Mischung liegt eine Regenwasseranalyse zugrunde, welche vor einigen Jahren am Fraunhofer Institut durchgeführt wurde. Die Zusammensetzung in mg/L ist 5,05 mg K_2SO_4 , 12,57 mg $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$, 4,99 mg MgSO_4 , 5,04 mg Na_2SO_4 . Der Wassergehalt wurde auf 50% WHK eingestellt. Um diesen Gehalt zu halten, wurden die Container abhängig von der Witterung ein bis zweimal pro Woche rückgewogen und fehlendes Wasser ergänzt. Nach 2, 6 und 18 Monaten wurden die Gefäße

mit einem Probenstecher über die gesamte Gefäßtiefe beprobt. Das Material wurde luftgetrocknet und bis zur Analyse in Kunststoffbechern im Dunkeln gelagert.

5.1.6 Pflanzenversuche

5.1.6.1 Versuchsaufbau und Versuchsbedingungen

Der Aufbau der Gefäßversuche erfolgte unter Absprache mit der Abteilung für Agrikulturchemie des Departments für Nutzpflanzenwissenschaften (DNPW) der Georg-August-Universität Göttingen. Ausgeführt wurden die Versuche in einer Klimakammer im Gewächshaus des Interdisziplinären Forschungszentrums (IFZ) der Justus-Liebig-Universität Gießen. Bei einem künstlichen Tag-Nachtrhythmus von 16 h zu 8 h konnte mit Hilfe von speziellen Natrium-Wasserdampf-Lampen (400 W Philips SON-T Agro) eine Mindest-Lichtintensität von 10 Kilolux (klx) gewährleistet werden. Die Temperatur betrug tagsüber mindestens 25°C, nachts wurde sie auf 20°C reduziert. Die Versuche erfolgten in Mitscherlichgefäßen mit einem Fassungsvermögen von 6 kg Bodenmaterial. Vor Versuchsbeginn wurden die Ausgangsböden mit dem entsprechenden Dünger-Nährstoffgemisch der jeweiligen Testvariante in Kunststoffschüsseln zusammengemischt und anschließend in die Mitscherlichgefäße eingebracht. In jedes Gefäß wurden genau 360 mg Phosphor der zu testenden Düngersubstanz eingedüngt. Um eine grundlegende Nährstoffversorgung zu gewährleisten und andere Mangelerscheinungen weitestgehend ausschließen zu können, wurden neben den Produkten des P-Recyclings zusätzlich 0,25 g/kg Kalium in Form von KCl, 0,25 g/kg Stickstoff in Form von $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ und 0,2 g/kg Magnesium in Form von MgSO_4 in die Gefäße eingemischt. In die Varianten, die aufgrund ihres Herstellungsverfahrens bereits Magnesium enthalten, erfolgte keine zusätzliche Magnesium-Düngung. Als Kontrolle zu den eingesetzten Produkten des P-Recyclings dienten eine schlecht pflanzenverfügbare Rohphosphat-Variante, eine sehr gut verfügbare Triple-Superphosphat-Variante sowie eine ungedüngte Kontroll-Variante. Jede Versuchsvariante erfolgte in vierfacher Wiederholung. Zur optimalen Wasserversorgung wurden die Böden in den Mitscherlichgefäßen gravimetrisch konstant auf 50% - 70% ihrer maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt. Hierzu wurden die Töpfe mindestens drei Mal wöchentlich gewogen und gewässert, bei Bedarf (an heißen Tagen) auch täglich. Überschüssiges Gießwasser, welches nach der Bewässerung ggf. aus den Mitscherlichgefäßen austrat, wurde in Untertöpfen aufgefangen und dem Boden anschließend erneut mit dem Gießwasser zugeführt. Eine Nährstoffauswaschung konnte hierdurch unterbunden bzw. minimiert werden. Um identische Wachstumsbedingungen für jede Versuchsvariante zu gewährleisten, wurden die Standorte der einzelnen Gefäße darüber hinaus wöchentlich gewechselt.

Die Aussaat der Maiskörner erfolgte mit Hilfe von Pikierhölzern, wobei in jedes Gefäß sieben Maiskörner eingesetzt wurden. Die verwendete Maissorte „KX-5011“ entstammt der KWS SAAT AG und ist durch eine spezielle Beize besonders unempfindlich gegen

Schädlingsbefall. Da dem Wachstum der Pflanzen durch die Höhe des Gewächshausdaches Grenzen gesetzt waren, kam für die Versuche eine kleinwüchsige Maissorte von maximal 200 cm Wuchshöhe zum Einsatz. Tabelle 5.4 liefert einen Überblick über den Versuchsaufbau und die eingesetzten Boden- und Düngervarianten der einzelnen Versuchsreihen. Im ersten Versuch wurden der Sandboden und der Lösslehm I (Gieboldehausen) in den Gefäßversuchen eingesetzt. Da sich während des Versuches herausstellte, dass dieser Lehmboden mit einem Phosphat-Gehalt von 49 mg/kg scheinbar überversorgt war und sich in den Pflanzen somit nicht die gewünschten Effekte zeigten, wurde er in den Versuchsreihen zwei und drei durch Lösslehm II (Scheyern) ersetzt, der einen niedrigeren Phosphat-Gehalt von 33 mg/kg aufweist.

Tabelle 5.4: Versuchsaufbau und Versuchsvarianten

Versuchsreihe (VR)	Bodenvarianten	Düngervarianten
1. VR Erstfrucht (2008)	Sand, Lösslehm I	MAP Gifhorn, MAP Stuttgart, PASCH I, P-RoC 2008, Seaborne, Ash Dec 2008, Ulophos, TSP, RP, Kontrolle
1. VR Nachfrucht (2009)	Sand, Lösslehm I	
2. VR Erstfrucht (2009)	Sand, Lösslehm II	FIX-Phos, SESAL-Phos, P-RoC 2009, Ash Dec 2009, Al-P, Al-Pentfrachtet, TSP, RP, Kontrolle
2. VR Nachfrucht (2009)	Sand, Lösslehm II	
3. VR Erstfrucht (2009)	Sand, Lösslehm II	PASCH II, PASCH III, BAM, TSP, RP, Kontrolle
3. VR Nachfrucht (2010)	Sand, Lösslehm II	

5.1.6.2 Pflanzenernte

Ein Versuchsdurchlauf entsprach jeweils einer gesamten Wachstumsperiode und umfasste somit etwa zwei Monate von der Aussaat bis zur Vollernte (s. Tabelle 5.4). In Anlehnung an die Versuchsdurchführung des DNPWs der Georg-August-Universität Göttingen wurden innerhalb jeder Wachstumsperiode zwei Ertragsschnitte durchgeführt. Der erste Schnitt erfolgte jeweils im Juvenilstadium der Maispflanzen, bei einer Wuchshöhe von etwa 80 cm. Hierdurch sollten die Phosphat-Aufnahme und die Elementkonzentrationen in den Jungpflanzen untersucht werden. Für die Teilernte wurden drei der sieben Maispflanzen inklusive Wurzeln aus den Mitscherlichtöpfen entfernt, ggf. vorsichtig unter fließendem Leitungswasser gereinigt, grob zerkleinert (s. Abbildung 5.1) und für drei Tage bei 105°C im Trockenschrank getrocknet (VDLUFA, 1991). Anschließend wurde die Trockenmasse der Maispflanzen bestimmt und das getrocknete Pflanzenmaterial mit Hilfe einer Retsch-Mühle für die weiteren Laboranalysen fein gemahlen.



Abbildung 5.1: Zerkleinerung der Maispflanzen einer Versuchsvariante nach der Ernte im Gewächshaus

Die Ernte der adulten Maispflanzen erfolgte analog zur Ernte der Juvenilpflanzen kurz vor dem Fahnenschieben bei einer Wuchshöhe von etwa 200 cm kurz bevor die Maximalhöhe des Gewächshauses erreicht war (s. Abbildung 5.2).



Abbildung 5.2: Adultmaispflanzen im Gewächshaus kurz vor dem Erntezeitpunkt

5.1.6.3 Nachfruchtversuche

Zur Untersuchung der nachhaltigen Düngewirkung der eingesetzten Produkte des P-Recyclings wurde dem Boden nach der Ernte jeweils eine Ruhephase von drei Monaten eingeräumt. Innerhalb dieser Zeit wurde die WHK konstant auf 50% - 70% der Maximalkapazität gehalten. Nach diesem Ruhezeitraum erfolgte eine erneute Maisaussaat in

die Mitscherlichgefäße. Zusätzlich wurden zusammen mit der Aussaat die Nährstoffe K, N und Mg in den bereits oben angeführten Mengen in gelöster Form mit dem Gießwasser nachgedüngt. Der Nachfruchtversuch wurde analog zu dem in Kapitel 5.1.6.2 beschriebenen Versuchsaufbau durchgeführt.

5.1.7 Analysen des Pflanzenmaterials

5.1.7.1 Nasschemischer Aufschluss

Das getrocknete und fein gemahlene Pflanzenmaterial aus den Gefäßversuchen wurde zur weiteren Laboranalyse nasschemisch in der Mikrowelle (MLS 1200 Mega) nach der empfohlenen Methode der Herstellerfirma aufgeschlossen. Dazu wurden je 200 mg des Pflanzenmaterials in Alu-Wägeschiffchen eingewogen und anschließend in Teflon-Aufschlussbecher überführt. Im Folgenden wurden in jedes Aufschlussgefäß zunächst 5 ml konzentrierte HNO_3 pipettiert und nach einer einstündigen Reaktionszeit je 2 ml H_2O_2 zu dem Gemisch hinzugefügt. Die Becher wurden verschlossen und in das Mikrowellengerät gestellt. Bei einer Abfolge von bestimmten Wattleistungen (0 W - 600 W), gekoppelt mit wechselnden Temperaturniveaus (200°C - 600°C), erfolgte in einem mehrstufigen Programm der nasschemische Aufschluss des Pflanzenmaterials. Nach Abschluss des Reaktionsprozesses wurden die Proben auf Eis abgekühlt und danach unter dem Abzug geöffnet. Die Mikrowellen-Aufschlüsse (MKW-Aufschlüsse) wurden quantitativ mit deionisiertem Wasser in 25 ml Messkölbchen überspült und bis zur Eichmarke aufgefüllt. Die Analyse der Schwermetalle und der Makro- und Mikronährstoffe (Gesamtgehalte) in den Aufschlüssen erfolgte massenspektrometrisch mittels ICP-MS (7500ce/Agilent).

5.1.7.2 P-Bestimmung

Die Bestimmung des Phosphatgehaltes der Pflanzenproben erfolgte leicht abgewandelt in Anlehnung an die Methode von SCHEFFER und PAJENKAMP (1952). Hierzu wurde je ein Aliquot von 3 ml des entsprechenden MKW-Aufschlusses in einen 25 ml Messkolben pipettiert, mit 15 ml Molybdat-Vanadat-Färbereagenz versetzt und mit deionisiertem Wasser bis zur Eichmarke aufgefüllt. Das saure Molybdat-Vanadat-Reagenz bildete mit dem bei der Veraschung entstandenen Orthophosphat aus dem Pflanzenaufschluss einen gelben Farbkomplex. Dessen Intensität wird als Maß für die P-Konzentration der Lösung herangezogen und spektralphotometrisch gegen sechs Eichstandards mit definiertem P-Gehalt gemessen. Die Anfärbung der Eichreihe erfolgte äquivalent zu den Aufschluss-Proben. Nach einer Reaktionszeit von 30 Minuten, die der Stabilisierung des Farbkomplexes diente, wurde der P-Gehalt in den Proben bei 436 nm im Durchflussphotometer (Unicam UV/VIS-Spektrometer UV2) gegen die Eichstandards gemessen.

5.1.8 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Messdaten erfolgte mit Hilfe des Statistik-Programms SPSS 18.0 sowie mit dem Software-Programm Excel der Firma Microsoft. Zum Mittelwertvergleich zweier unabhängiger Stichproben wurden t-Tests durchgeführt, zur Untersuchung mehrerer Mittelwerte aus unabhängigen Stichproben erfolgte eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA). Signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Testvarianten wurden mit einem Sternchen versehen ($p = 5\%$). In der grafischen Darstellung der Ergebnisse wurde zusätzlich jeweils der Standardfehler angegeben.

5.1.8.1 Das Schadeinheitenmodell

Das Schadeinheitenmodell nach BRANS (2008) wurde zur Identifizierung und Bewertung von Standorten mit umweltschädlichen Bodenkontaminationen am Beispiel des Industrieparks Höchst in Frankfurt entwickelt und angewendet. Mit Hilfe des Modells konnte die Schadstoffbelastung in relativer Form durch Schädlichkeitsquotienten ausgedrückt und anhand von Schadeinheiten dargestellt werden. In der folgenden Datenauswertung soll das Modell in übertragener Form zur objektiven Bewertung der untersuchten Produkte des P-Recyclings herangezogen werden. Hierzu wurden die einzelnen Schwermetallkonzentrationen C_i der Produkte des P-Recyclings in Relation zu den aktuell geltenden Grenzwerten nach BIOABFV (2007) gesetzt. Die jeweils ermittelten Quotienten stellen die Konzentration einer Schadeinheit für ein bestimmtes Schadelement dar. Durch Aufsummierung der einzelnen Quotienten ergibt sich schließlich das absolute Schädlichkeitsmaß, die Konzentration der Schadeinheit C_{SE} .

Die Berechnung der Schadeinheitenkonzentrationen erfolgt anhand der Formel:

$$C_{SE} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_i^{Referenz}}}{1}$$

mit den Parametern:

Gleichung 1

C_{SE}	Konzentration an Schadeinheiten	[SE/kg TS]
C_i	Konzentration des Stoffes i	[mg/kg]
$C_i^{Referenz}$	Referenzkonzentration des Stoffes i	[mg/kg]

Bei der Berechnung der Schadeinheiten kommt der Referenzkonzentration als Indikator der Schädlichkeitskonzentration der einzelnen Substrate ein besonderer Stellenwert zu. Aus ihr leitet sich die Schädlichkeit des Stoffes in Form der Schadstoffkonzentration aus den gesetzlich festgelegten Grenzwerten ab. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden als Referenzkonzentrationen zur Berechnung der Schadeinheiten der untersuchten Produkte

des P-Recyclings die Grenzwerte der Schadelemente Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium und Blei für Biokomposte nach BIOABFV (2007) Kategorie II herangezogen. Die Schadeinheitenkonzentration C_{SE} je kg TS eines jeden Produktes des P-Recyclings setzt sich somit aus der Schadeinheitensumme von sechs Schadstoffen zusammen. Um zu verdeutlichen wie hoch der Schadstoffeintrag mit den untersuchten Produkten im Zuge einer Phosphordüngung ausfallen würde, wurden die Schadeinheiten hierbei auf den Gesamtphosphorgehalt bezogen.

Durch den Einsatz des Schadeinheitenmodells können die stark variierenden Schadstoffkonzentrationen der untersuchten Sekundärrohstoffe auf ein vergleichbares Level gebracht werden und so eine unmittelbare Bewertung der Stoffe gewährleisten.

5.1.8.2 Transferfaktoren

Zur Bewertung der Schwermetall-Aufnahmen aus den einzelnen Produkten des P-Recyclings in die Versuchspflanzen wurde analog dem Schadeinheitenmodell ein relativierender Faktor gewählt, mit dessen Hilfe die unterschiedlichen Aufnahmearten an Schadelementen in die Pflanzen vergleichbar werden. Die Schwermetallaufnahme von Pflanzen aus dem Boden wird durch den Transferfaktor TF charakterisiert. Nach LÜBBEN und SAUERBECK (1991) (in: KÜHNEN und GOLDBACH, 2004) ist dieser definiert als

$$TF_{SM} = \frac{C_{Pflanze}}{C_{Boden+Düngemittel}}$$

Gleichung 2

mit den Parametern:

TF_{SM}	Transferfaktor des Schwermetalls [dimensionslos]
$C_{Pflanze}$	Schwermetall-Konzentration des Stoffes in der Pflanze [mg/kg]
$C_{Boden+Düngemittel}$	Schwermetall-Konzentration des Stoffes im Boden- Düngergemisch [mg/kg]

Berechnet wird hier demnach der Quotient aus der Schwermetall-Konzentration in der Pflanze und der Schwermetall-Konzentration des gedüngten Bodens. Entsprechend der Berechnung der Schadeinheiten im vorangegangenen Kapitel wurden zur Berechnung der Transferfaktoren erneut die Konzentrationen der Schadelemente Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium und Blei herangezogen. Die Transferfaktoren dieser Schadelemente wurden für die einzelnen Düngersubstrate aufsummiert und als Summen-Transferfaktor (TF_{Σ}), bestehend aus sechs Schadstoffen (s. Gleichung 3), dargestellt.

$$TF_{\Sigma} = TF_{Cr} + TF_{Cu} + TF_{Zn} + TF_{Ni} + TF_{Cd} + TF_{Pb}$$

Gleichung 3

mit den Parametern:

TF_{Σ} Summen-Transferfaktor

$TF_{Cr, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb}$ Transferfaktoren der Elemente Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium und Blei

Hierbei gilt: Je höher der Summen-Transferfaktor (TF_{Σ}) ist, desto höher ist die Schadstoffaufnahme in die Pflanze.

5.2 Ergebnisse

Die folgenden Untersuchungsergebnisse basieren auf den drei oben dargelegten zentralen Fragestellungen. Ausgehend von der Frage, ob sich die untersuchten Produkte des P-Recyclings als Dünger eignen, wurde bei der Charakterisierung der Dünger (Kapitel 5.2.1) als erstes geklärt, in welchem Maß die einzelnen Herstellungsverfahren im Zuge ihrer Behandlung auf die Phosphoranreicherung im Endprodukt einerseits und die Reduktion der im Ausgangsprodukt enthaltenen Schwermetalle andererseits eingewirkt haben und wie sich die Belastung mit organischen Schadstoffen darstellt. Hierzu erfolgte ein unmittelbarer Vergleich der vorliegenden Basissubstrate mit den entsprechenden Endprodukten. Anschließend wurde die Löslichkeit des Phosphors in unterschiedlichen Lösungsmitteln entsprechend den Vorgaben der Düngemittelverordnung in den getesteten Produkten des P-Recyclings untersucht (Kapitel 5.2.2). Im nächsten Schritt wurde die Wirkung der Produkte des P-Recyclings auf Parameter der P-Versorgung im Boden (Kapitel 5.2.3) und auf das Pflanzenwachstum (Kapitel 5.2.4) getestet. Daran anknüpfend wurde der Frage nachgegangen, inwieweit sich die jeweilige Behandlungsmethodik auf die direkte Pflanzenaufnahme von Schwermetallen ausgewirkt hat. Dies wurde anhand von Transferfaktoren überprüft (Kapitel 5.2.5). Anschließend wurde die Verfügbarkeit von Schwermetallen hinsichtlich des Pfades Boden-Grundwasser überprüft (Kapitel 5.2.6).

5.2.1 Charakterisierung der Produkte des P-Recyclings

5.2.1.1 pH-Werte

Bei der Aufbringung von Produkte des P-Recyclings auf ackerbauliche Nutzflächen spielt der pH-Wert des Düngematerials eine große Rolle. Er gibt Auskunft über die Mobilität und Verfügbarkeiten der Düngerinhaltsstoffe. Im sauren pH-Bereich ist z. B. davon auszugehen, dass Schwermetalle wie bspw. Cadmium eher in Lösung gehen, als bei alkalischem pH. Im Folgenden werden daher die pH-Werte der Düngemittel eingehender betrachtet (s. Tabelle 5.5).

Tabelle 5.5: pH-Werte der untersuchten Produkte des P-Recyclings gemessen in CaCl_2

Produkte des P-Recyclings	pH
	[CaCl_2]
P-RoC 2008	7,2
P-RoC 2009	8,3
FIX-Phos	6,9
SESAL-Phos	12,7
Al-P	1,9
Al-Pentfrachtet	0,9
PASCH I	8,0
PASCH II	5,1
PASCH III	5,0
BAM	8,3
Ulophos	9,5
MAP Stuttgart	8,4
MAP Gifhorn	8,7
Seaborne	8,4
Ash Dec 2008	4,0
Ash Dec 2009	8,5
TSP	2,4
RP	7,9

Die pH-Werte der untersuchten Produkte des P-Recyclings liegen hauptsächlich im schwach alkalischen Wertebereich und lassen sich anhand der unterschiedlichen chemischen Behandlungsweise während der einzelnen Herstellungsverfahren erklären. In der Regel kam es nach dem Säureaufschluss der Düngerprodukte durch Zugabe einer Lauge zu einer Neutralisation der pH-Werte. Das Produkt SESAL-Phos ist mit einem pH-Wert von 12,7 extrem alkalisch, was vermutlich auf die wiederholte Laugung mit NaOH zurückzuführen ist. Die beiden Aluminium-Phosphat-Dünger wurden nach deren H_2SO_4 -Behandlung nicht neutralisiert und zeigen somit extrem saure pH-Werte. Auch der TSP-Dünger ist sehr stark sauer. Die pH-Werte der Produkte PASCH II und III und Ash Dec 2008 liegen im stark bis mäßig sauren Wertebereich.

5.2.1.2 Elementgehalte

Da im Zuge einer (Phosphor-) Düngung Richtlinien und Gesetze zu beachten sind und nach Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 2004) und Düngemittelverordnung (DüMV, 2009) exakte Grenz- und Vorsorgewerte gelten, wird im folgenden Kapitel neben den Elementgehalten an Phosphor vor allem den Konzentrationen der Schwermetalle in den verschiedenen Produkten des P-Recyclings besondere Beachtung geschenkt.

Phosphor

Nachfolgend wird gezeigt, wie sich die Phosphorgesamtgehalte vom Ausgangssubstrat zum Düngerendprodukt durch die einzelnen Behandlungsverfahren verändert haben. Abbildung 5.3 liefert hierzu einen Überblick über die P-Gehalte der untersuchten Substanzen.

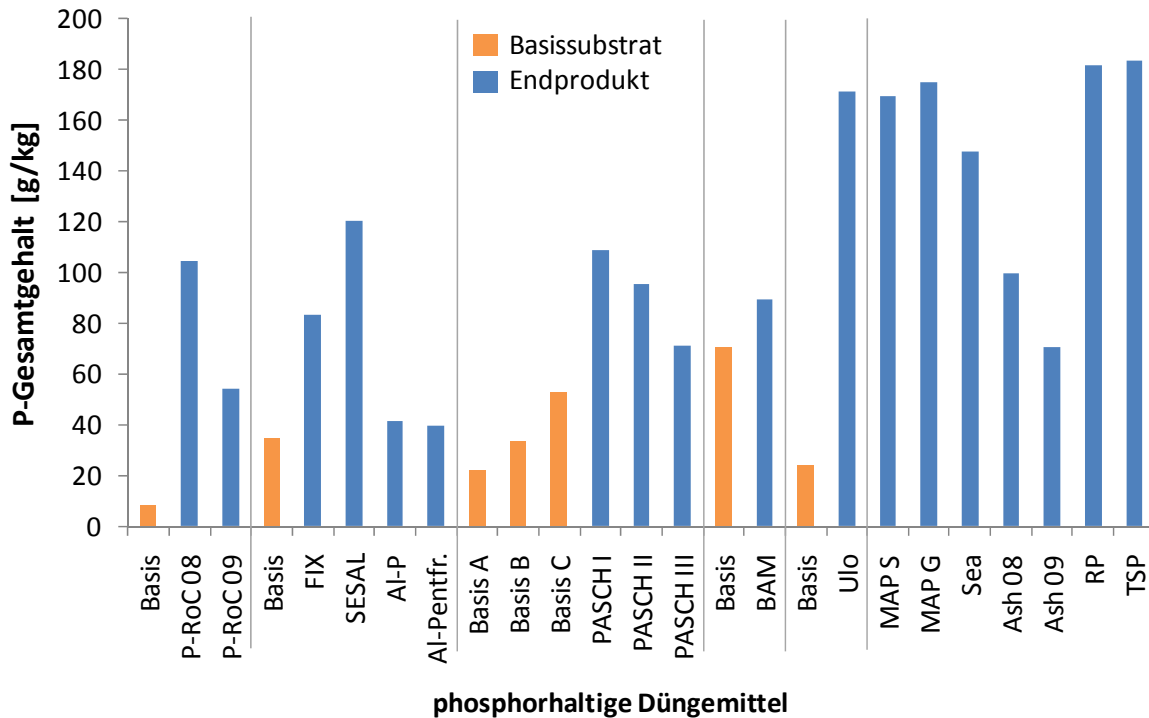


Abbildung 5.3: Phosphorgesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der Ausgangs- und Endsubstrate [g/kg] im Vergleich

Bei allen Produkten des P-Recyclings kam es im Rahmen der Herstellungsprozesse zu einer P-Aufkonzentrierung. Der P-Gehalt im Ulophos-Ausgangssubstrat konnte von knapp 24 g P/kg auf 171 g P/kg im Endprodukt erhöht werden. Ausgehend vom Basissubstrat konnte der P-Gehalt in den Produkten PASCH I bis III durch die Behandlung von 53 g P/kg auf bis zu 109 g/kg im Produkt PASCH I gesteigert werden. PASCH II und III zeigen im Vergleich dazu etwas geringere P-Gesamtgehalte. Auch für die Produkte P-RoC 2008 und 2009 erfolgte vom Basissubstrat zu den Endprodukten eine Steigerung der P-Gehalte von 8 g/kg auf bis zu 104 g P/kg. Das Düngemittel P-RoC 2008 zeigt hierbei im Vergleich zur Düngersubstanz P-RoC 2009 jedoch einen fast doppelt so hohen Gesamtphosphorgehalt. Für das Düngerprodukt BAM erfolgte durch den Herstellungsprozess vom Basissubstrat zum Endprodukt nur eine sehr geringe P-Aufkonzentrierung. Auch die Aluminium-Phosphate zeigen im Vergleich zum Ausgangssubstrat nur unwesentlich erhöhte P-Gehalte. Die Produkte FIX-Phos und SESAL-Phos konnten durch die Behandlung hingegen auf 83 g P/kg und 120 g P/kg aufkonzentriert werden.

Für die Produkte MAP Gifhorn, MAP Stuttgart, Ash Dec 2008 und 2009 und das Produkt Seaborne lagen keine Ausgangssubstrate vor. Vergleicht man die P-Gehalte dieser Produkte jedoch mit den mittleren Gehalten für Klärschlämme und Aschen aus aktuellen Studien (BERTSCHE et al., 2005; PETZET und CORNEL, 2010b), so zeigt sich auch hier eine teils sehr hohe P-Aufkonzentrierung in den Produkten. Die P-Gesamtgehalte der beiden MAPs sind mit knapp 170 und 175 g/kg sehr hoch und liegen im Bereich der P-Gehalte der Referenzdünger RP und TSP. Ausgangsstoff für deren Herstellung war jeweils ein Klärschlamm aus einer kommunalen Abwasseranlage. Nach Daten der KTBL (BERTSCHE et al., 2005) liegen durchschnittliche P-Gehalte von Klärschlämmen im Bereich zwischen 15 und 30 g P/kg. Der mittlere Gehalt von Klärschlammaschen beträgt nach PETZET und CORNEL (2010) demgegenüber knapp 70 g P/kg. Die Produkte Ash Dec 2008 und 2009, die thermochemisch aus Asche gewonnen wurden, weisen im Vergleich dazu mit 70 g P/kg und 100 g P/kg sehr geringe bzw. mittlere P-Gesamtgehalte auf.

Schadelemente

Im Weiteren ist der Einfluss der verschiedenen Behandlungsmethoden auf den Schwermetallgehalt in den Produkten des P-Recyclings dargestellt. Tabelle 5.6 gibt einen Überblick über die Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) ausgewählter Schadelemente in den untersuchten Basissubstraten. Tabelle 5.7 zeigt die entsprechenden Schwermetall-Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der Endprodukte sowie deren Beurteilung nach aktuell geltender DÜMV (2009).

Tabelle 5.6: Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) ausgewählter Schadelemente der Basissubstrate sowie mittlere Klärschlammgehalte nach KÖRDEL et al. (2007) und mittlere Gehalte für Klärschlammaschen nach PETZET und CORNEL (2010)

Basissubstrate	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Cd/P ₂ O ₅ ^{*7}	Pb
	[mg/kg]							
B-P-RoC	69,15	8,44	133,53	282,86	1,20	< 0,50	-	18,70
B-WAR	24,81	16,88	145,74	650,10	2,87	0,78	16,13	37,88
B-PASCH	65,90	60,68	678,18	2793,81	11,33	2,94	2,81	228,24
B-BAM	97,90	61,26	1106,22	2412,81	21,77	3,18	1,96	291,50
B-Ulophos	7,65	3,13	15,03	125,39	< 0,50	< 0,50	-	17,57
Kördel et al.	42,50	30,10	328,00	1079,00	3,93	1,52	-	60,00
Petzet/Cornel	169,67	94,02	941,76	3029,33	-	3,77	-	141,89

⁷ *Cd ab 5% P₂O₅-Gehalt

Tabelle 5.7: Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) ausgewählter Schadelemente der Produkte des P-Recyclings sowie Einordnung nach DüMV (2009)

Düngerprodukt	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Cd/P ₂ O ₅ *	Pb
	[mg/kg]							
P-RoC 2008	4,74	5,23	2,80	21,42	2,46	< 0,10	-	2,40
P-RoC 2009	3,11	2,45	7,79	90,83	< 0,83	0,04	0,29	3,60
MAP Gifhorn	9,42	12,36	55,47	93,12	1,42	< 0,33	-	5,40
MAP Stuttgart	13,79	4,81	92,63	279,17	1,56	0,42	1,09	6,01
Seaborne	10,53	16,83	147,93	264,64	1,55	< 0,33	-	3,90
FIX-Phos	2,29	2,12	2,93	1,66	< 0,83	0,04	0,23	5,03
SESAL	< 0,33	0,20	4,50	20,73	27,93	0,07	0,21	3,37
Al-P	42,13	32,50	610,38	1196,96	13,56	2,88	30,31	81,35
Al-Pentfrachtet	40,46	27,13	342,28	903,14	12,65	1,15	12,73	80,86
PASCH I	14,78	17,17	39,38	< 20,00	6,64	< 0,10	-	29,31
PASCH II	16,23	9,35	88,68	< 1,67	7,00	0,03	0,15	19,74
PASCH III	13,90	14,48	347,67	< 1,67	10,73	0,03	0,20	14,67
Ash Dec 2008	167,89	110,10	286,26	602,13	4,48	0,38	1,68	14,34
Ash Dec 2009	120,67	111,77	254,97	117,73	3,98	0,10	0,61	4,80
BAM	104,40	44,61	90,19	90,88	21,72	0,04	0,19	1,38
Ulophos	59,53	34,73	174,02	48,31	3,33	< 0,33	-	3,54
TSP	116,80	47,22	28,69	510,80	12,65	20,19	48,55	1,57
RP	150,80	22,27	14,49	207,26	5,26	5,44	12,94	4,95
DüMV Kennz.pflicht	-	40	-	-	20	-	20	100
DüMV Grenzwert	-	80	500	1000 ⁸	40	-	50	150

Die Gesamtgehalte der aufgeführten Schwermetalle variieren für die einzelnen Produkte des P-Recyclings erheblich. Dies lässt sich neben den unterschiedlichen Ausgangssubstraten auch durch die Herstellungsverfahren erklären. Die Chrom-Gesamtgehalte der Produkte des P-Recyclings bewegen sich z. B. zwischen sehr geringen Gehalten von kleiner 0,33 mg/kg (SESAL-Phos) und sehr hohen Gehalten von knapp 168 mg/kg (Ash Dec 2008). Die Spannweite für die Elemente Kupfer und Zink ist um ein Vielfaches größer. Die Werte liegen hier im Bereich von 2,80 mg Cu/kg (P-RoC 2008) bzw. 1,66 mg Zn/kg (FIX-Phos) und 610 mg Cu/kg (Al-P) bzw. 1197 mg Zn/kg (Al-P). Die beiden Referenzdünger RP und TSP zeigen im Vergleich zu den untersuchten Düngersubstraten auffällig hohe Cadmium-Gehalte, die im Wertebereich von 5 mg/kg und 20 mg/kg liegen. Für das Element Arsen kam es im Rahmen des Herstellungsprozesses in den meisten Produkten zu einer Anreicherung der Gehalte. In der Regel konnten die Schwermetall-Gehalte in den Produkte des P-Recyclings

⁸ Grenzwerte für Kupfer und Zink nach DüMV (2009) hier für Wirtschaftsdünger.

insgesamt deutlich abgesenkt werden. Die Höhe der Reduktion hing hierbei jedoch stark vom Herstellungsprozess ab und war nicht für alle Produkte identisch. Eine Ausnahme bilden die beiden untersuchten Aluminium-Phosphate. Durch die Behandlung wurden im Vergleich zu den Basissubstraten (B-WAR) die Gehalte aller Schwermetalle in den entsprechenden Produkten des P-Recyclings z. T. erheblich erhöht.

Einordnung nach DüMV

Für den Großteil der Produkte des P-Recyclings ergeben sich keine Grenzwertüberschreitungen nach DÜMV (2009). Das Düngerprodukt SESAL-Phos zeigt jedoch einen kennzeichnungspflichtigen Wert für Arsen, das Produkt BAM wird kennzeichnungspflichtig für Nickel und Arsen. Die Produkte Ash Dec 2008 und 2009 überschreiten den Grenzwert für Nickel um 30 bzw. 32 mg/kg. Das Aluminium-Phosphat unterliegt der Kennzeichnungspflicht für Cadmium und zeigt außerdem Grenzwertüberschreitungen für die Elemente Kupfer und Zink. Da in der DÜMV (2009) für Sekundärrohstoffe keine Grenzwerte für Kupfer und Zink ausgewiesen sind, wurde zur Einordnung der Gehalte auf die geltenden Grenzwerte für Wirtschaftsdünger zurückgegriffen. Interessanterweise verfügt auch das zum Vergleich herangezogene Triple-Superphosphat über kennzeichnungspflichtige Gehalte für Nickel und Cadmium. Die meisten Produkte des P-Recyclings schneiden hier somit vergleichsweise besser bzw. gleichwertig zu den bereits zugelassenen Handelsdüngern ab.

5.2.1.3 Schadeinheiten

Die Ergebnisse zu den Gesamtgehalten in Kapitel 5.2.1.2 haben veranschaulicht, dass die untersuchten Produkte des P-Recyclings durch die verschiedenen Herstellungsverfahren und Ausgangssubstrate sehr unterschiedliche Konzentrationen an Nähr- und Schad-elementen aufweisen. In den vorherigen Kapiteln konnte gezeigt werden, dass die Schwermetallbelastung vom Ausgangs- zum Endprodukt für die meisten Produkte des P-Recyclings um ein Vielfaches reduziert werden konnte. Durch die stark variierenden Gehalte der Schadelemente und die sehr unterschiedlichen Phosphor-Gehalte (s. Abbildung 5.3) ist ein unmittelbarer Vergleich der einzelnen Produkte des P-Recyclings anhand der Gesamtkonzentrationen allein nur schwer möglich. Das Schadeinheitenmodell nach BRANS (2008) liefert einen Ansatz zur objektiven Bewertung der untersuchten Produkte des P-Recyclings, indem die jeweilige Schadstoffbelastung anhand von Schadeinheiten dargestellt wird (vgl. Kapitel 5.1.8.1). Die Schwermetall-Gesamtgehalte der einzelnen Produkte des P-Recyclings (s. Tabelle 5.7) wurden dabei den aktuellen Grenzwerten der BIOABFV (2007) Kategorie II gegenüber gestellt und die summierte Schadeinheiten-Konzentration C_{SE} bezogen auf kg P berechnet. Abbildung 5.4 zeigt die ermittelten Schadeinheiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings im Vergleich zu den entsprechenden Basis-substraten.

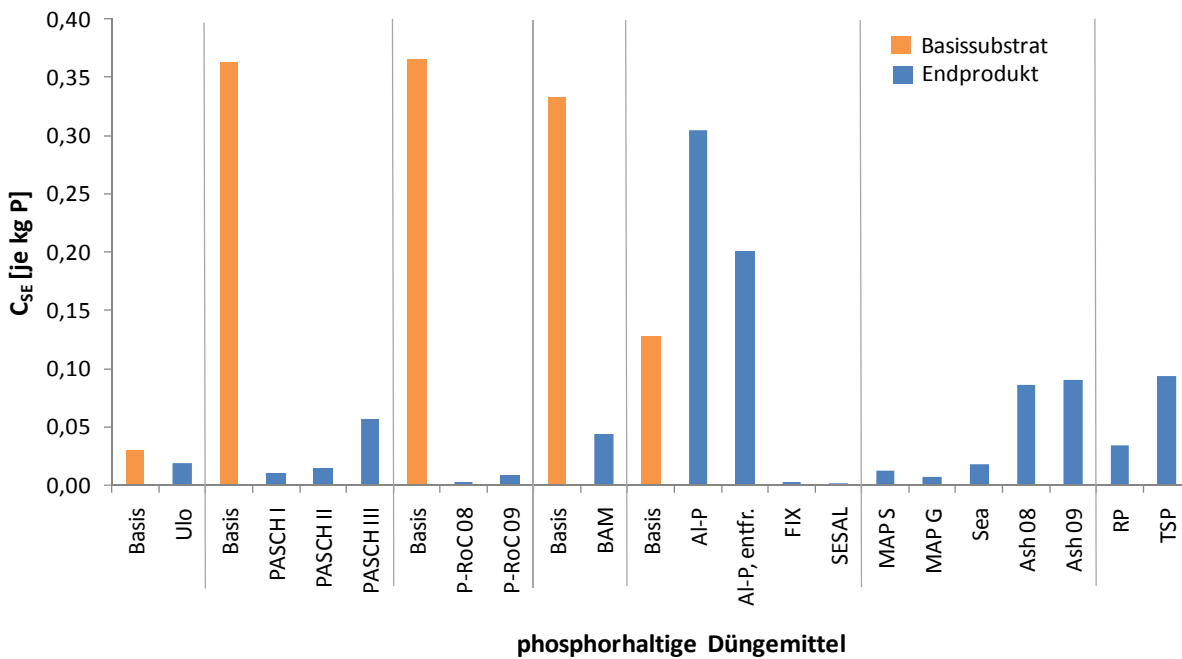


Abbildung 5.4: Konzentration an Schadeinheiten C_{SE} [je kg P] der Basissubstrate und Produkten des P-Recyclings verschiedener P-Rückgewinnungsverfahren

Die Betrachtung der Grafik verdeutlicht, dass die Schadeinheiten vom Ausgangssubstrat zum fertigen Produkt des P-Recyclings unter Anwendung der Herstellungsverfahren um ein Vielfaches dezimiert werden konnten. Eine Ausnahme bilden die Aluminium-Phosphate, bei denen durch die Behandlung ein Anstieg der Schadeinheiten erfolgte. Die Schadeinheitenbelastungen der Produkte Ulophos, PASCH I und II, P-RoC 2008/2009, FIX-Phos, SESAL-Phos, Seaborne und die der MAP-Produkte aus Gifhorn und Stuttgart liegen alle in einem ähnlichen Konzentrationsbereich. Diese Produkte zeigen insgesamt eine nur geringfügige Schwermetallbelastung, die unterhalb derer der untersuchten Referenzprodukte (RP, TSP) liegt. Die Produkte PASCH III, BAM und Ash Dec 2008 und 2009 zeigen Schadeinheiten, die im Bereich zwischen denen des Rohphosphats und des Triple-Superphosphats liegen. Die Schadeinheiten der beiden Aluminium-Phosphate liegen um das Zwei- bis Dreifache darüber. Es zeigte sich jedoch, dass eine Schadstoffentfrachtung im Herstellungsprozess der Al-P-Produkte (Al-P \rightarrow Al-P_{entfrachtet}) zu einer Reduktion der Schadeinheiten führen kann.

5.2.1.4 Element-Verfügbarkeiten

Die folgenden Abbildungen zeigen die Gehalte und Verfügbarkeiten für die Elemente Phosphor, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei. Die vier Schwermetalle wurden stellvertretend für alle untersuchten Schadelemente ausgewählt, da ihnen nach DÜMV (2009) besondere Bedeutung zukommt. Die Extraktionsmittel wurden so gewählt, dass drei verschiedene Löslichkeitsfraktionen erfasst werden konnten. Die Königswasserfraktion gibt Aufschluss über den Gesamtgehalt des jeweiligen Elements im Ausgangs- und Endsubstrat. Die CAL-

Fraktion zeigt die pflanzenverfügbaren Phosphatgehalte, die EDTA-Fraktion die sorbierten Schwermetallgehalte. Die $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Löslichkeit steht für die leicht in Lösung gehenden Fraktionen. Für die Triple-Superphosphat-Varianten konnte dieser jedoch nicht untersucht werden (vgl. Kapitel 5.1.4.7).

Phosphor

Im Folgenden sollen die P-Verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings in verschiedenen Lösungsextrakten zu den Gesamtgehalten in Bezug gesetzt und verglichen werden. Abbildung 5.5 zeigt die Phosphorgehalte (KöWa) und -verfügbarkeiten (CAL, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) der untersuchten Düngemittel. Die P-Gesamtgehalte der Produkte reichen von 39 g P/kg im Al-P_{entfrachtet} bis hin zu 184 g P/kg im TSP-Dünger. Die Produkte Ulophos, MAP Gifhorn, MAP Stuttgart und Seaborne verfügen über sehr hohe P-Gesamtgehalte und liegen im Bereich der Gehalte des Triple-Superphosphats und des Rohphosphats (s. Abbildung 5.3). Die Produkte SESAL, PASCH I, P-RoC 2008, Ash Dec 2008 und PASCH II zeigen im Vergleich zu den Handelsdüngern mittlere Phosphorgesamtgehalte im Bereich zwischen 95 g P/kg und 120 g P/kg. Die geringsten P-Gehalte finden sich in den beiden Aluminium-Phosphaten. Sie liegen bei knapp 39 g P/kg und 41 g P/kg.

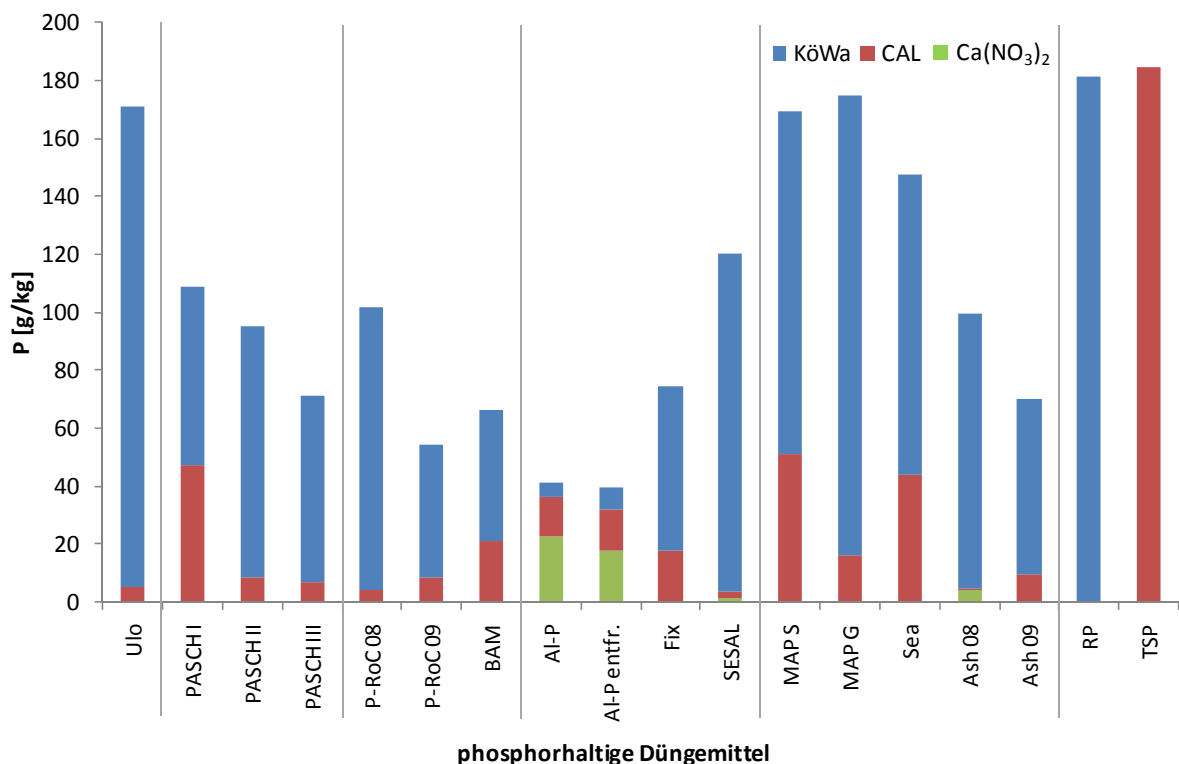


Abbildung 5.5: Phosphorgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings: KöWa - Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, CAL - pflanzenverfügbare Phosphatgehalt, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - leichtlöslicher Gehalt

Das Triple-Superphosphat ist wie erwartet zu 100% pflanzenverfügbar, das unaufgeschlossene Rohphosphat ist dagegen unlöslich im CAL-Extrakt. Die Produkte PASCH I, MAP Stuttgart und Seaborne zeigen mit CAL-Gehalten zwischen 44 g P/kg bis 51 g P/kg im Vergleich dazu Pflanzenverfügbarkeiten zwischen 30% und 40% des Gesamtgehaltes. Die übrigen Produkte des P-Recyclings weisen Verfügbarkeiten auf, die sich z. T. weit darunter befinden. Die CAL-Löslichkeiten der Düngerprodukte Ulophos, PASCH II und III, P-RoC 2008 und 2009 sowie die der Produkte SESAL und Ash Dec 2008 und 2009 liegen im Bereich zwischen knapp 4 g P/kg und 9 g P/kg. Bezogen auf den P-Gesamtgehalt liegt somit nur ein sehr geringer Anteil des Phosphors in pflanzenverfügbarer Form vor. Die Aluminium-Phosphate haben bezüglich des Gesamtgehaltes mit etwa 80% die höchste Phosphat-Verfügbarkeit. Außerdem zeigen sie im Vergleich zu den anderen Düngersubstraten sehr hohe $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Löslichkeiten. Diese liegen bei etwa 50% des P-Gesamtgehalts. Bei allen übrigen untersuchten Produkten des P-Recyclings wurden hingegen leicht lösliche Anteile von unter 5% festgestellt. Trotz hoher Löslichkeiten ist der Gesamtphosphorgehalt der beiden Aluminium-Produkte im Vergleich zu den anderen Substraten sehr gering.

Kupfer

Im Folgenden sind die Kupfergehalte und -verfügbarkeiten der Produkte des P-Recyclings grafisch dargestellt. Abgebildet ist hierbei jeweils der Kupfergehalt der einzelnen Fraktionen bezogen auf den entsprechenden Gesamtphosphorgehalt der untersuchten Produkte des P-Recyclings. Anhand der Darstellung lässt sich die direkte Menge an Kupfer ableiten, die dem Boden im Zuge einer Phosphordüngung zugeführt würde.

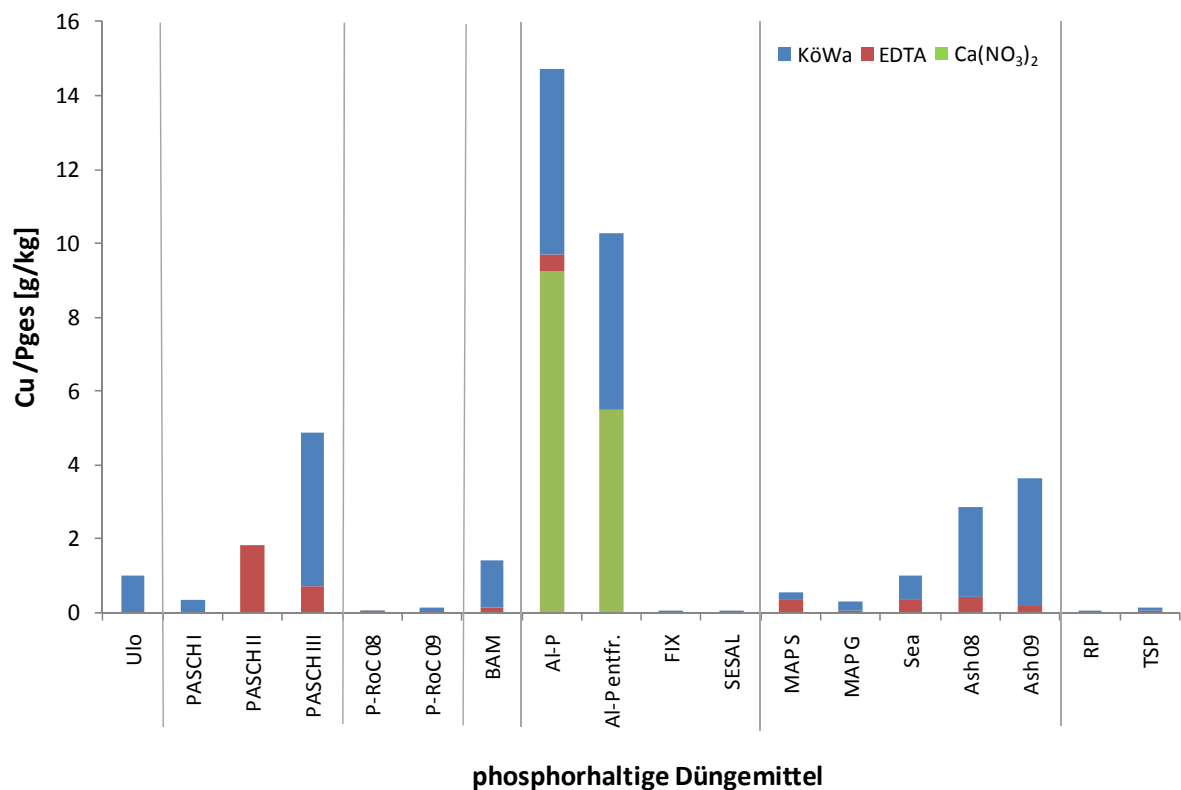


Abbildung 5.6: Kupfergehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasserextrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ - leichtlöslicher Gehalt

Die Gesamtgehalte (KöWa-Extrakt) reichen von Gehalten kleiner 0,05 g Cu/kg P bis hin zu knapp 15 g Cu/kg P. Wie bereits gezeigt, konnten die Kupfer-Gehalte der Produkte des P-Recyclings im Rahmen des Herstellungsprozesses vom Basissubstrat zum Endprodukt bei den meisten Verfahren drastisch reduziert werden (s. Abbildung 5.6).

Zink

Analog zur vorhergehenden Grafik sind nachfolgend die Zinkgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings bezogen auf ihren Phosphorgesamtgehalt dargestellt.

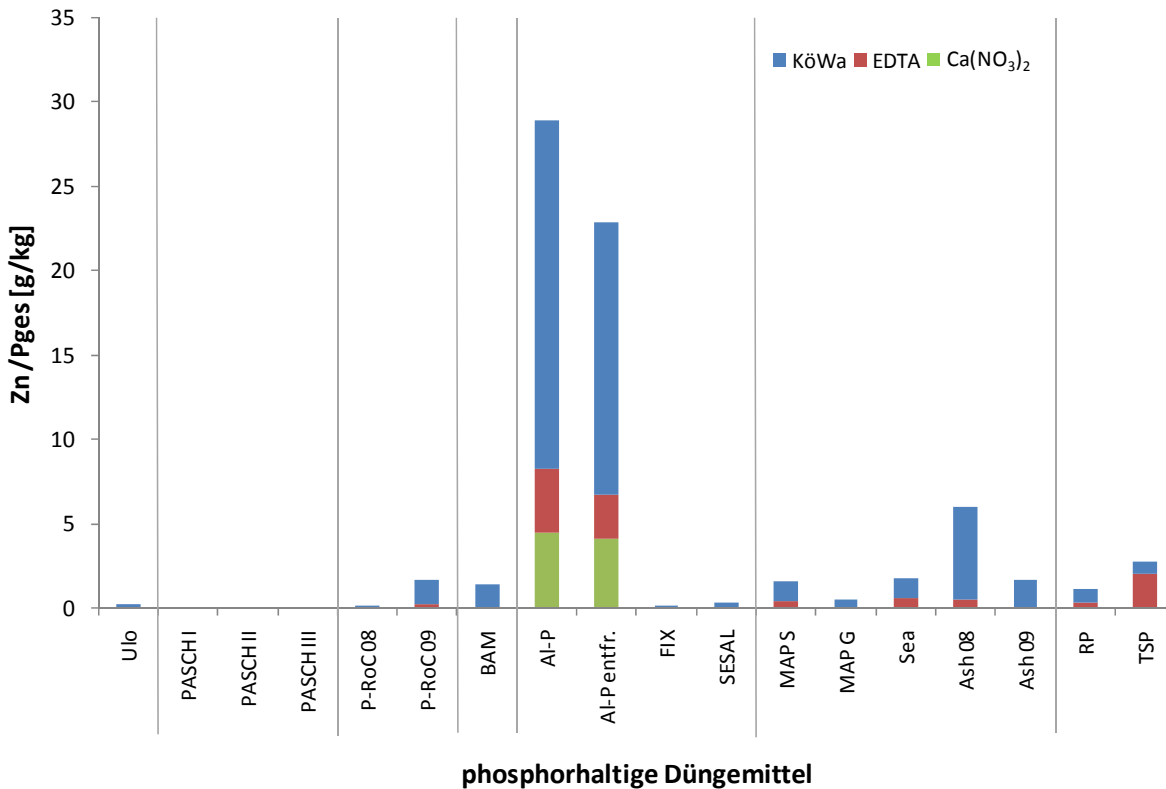


Abbildung 5.7: Zinkgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasserextrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ -leichtlöslicher Gehalt

Auch hier sind die Gesamtgehalte und die verfügbaren Fraktionen der Aluminium-Phosphate besonders auffällig. Zwar konnten die Verfügbarkeiten der organisch sorbierten und leicht löslichen Fraktion vom Al-P zum entfrachteten Al-P etwas reduziert werden, allerdings liegen diese trotzdem weit über den Gesamtgehalten der übrigen Produkte des P-Recyclings. Die Produkte Ulophos, PASCH I-III, FIX-Phos und SESAL-Phos zeigen demgegenüber nur minimale (verfügbare) Zinkgehalte.

Cadmium

Im Folgenden sind die Cadmiumgehalte und -verfügbarkeiten der verschiedenen Produkte des P-Recyclings bezogen auf den Gesamtphosphorgehalt dargestellt. Der Triple-Superphosphat-Dünger ist hierbei auffällig. Er zeigt nicht nur die höchsten Gesamtgehalte, sondern seine EDTA-lösliche Fraktion liegt darüber hinaus über den Gehalten und Verfügbarkeiten aller untersuchten Produkte des P-Recyclings.

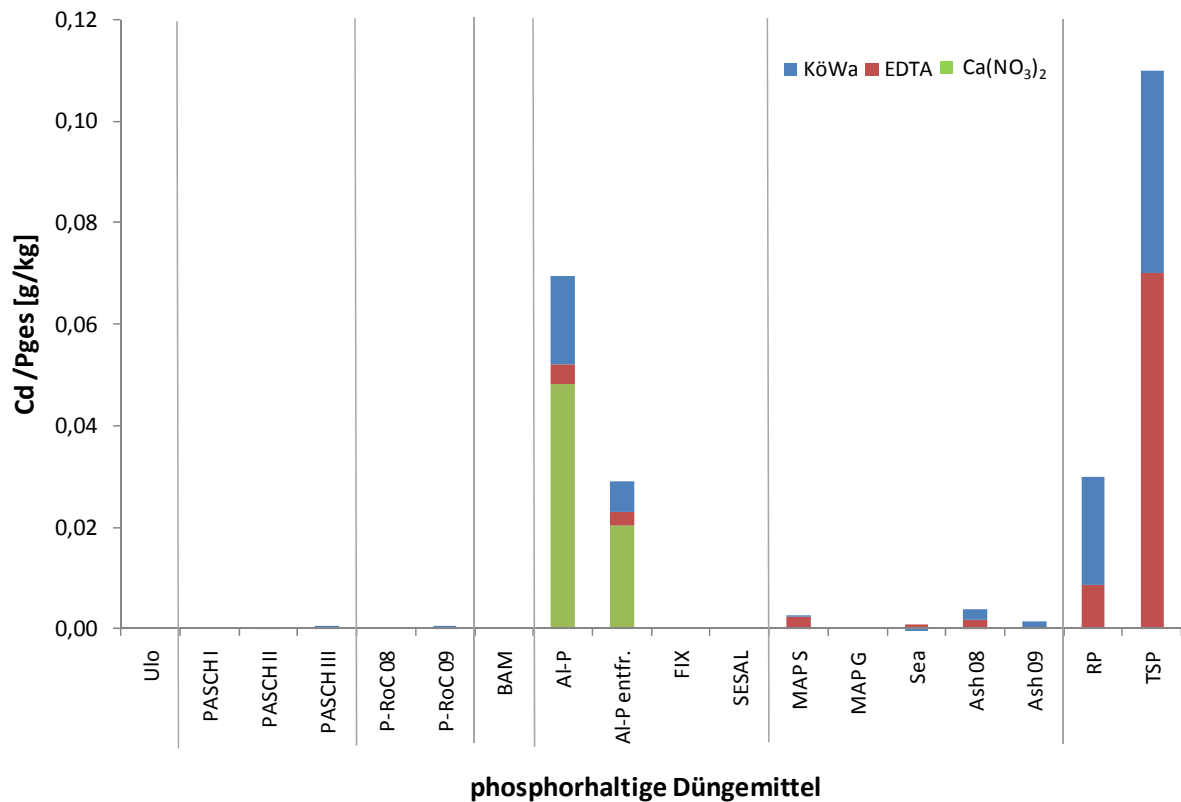


Abbildung 5.8: Cadmiumgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasserextrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ - leichtlöslicher Gehalt

Mit Ausnahme der Aluminium-Phosphate liegt die Cadmiumverfügbarkeit aller Produkte des P-Recyclings nahe Null. Das heißt, ausgehend von den Gehalten der Basissubstrate erfolgte durch die Herstellungsverfahren für die meisten Produkte eine fast vollständige Cadmiumentfrachtung (s. Tabelle 5.6 und Tabelle 5.7). Die Cadmiumgehalte und -löslichkeiten der Aluminium-Phosphate sind demgegenüber, wie es sich bereits auch für die entsprechenden Kupfer- und Zinkgehalte zeigte, um ein Vielfaches höher als in den übrigen Testsubstraten. Jedoch erfolgte auch hier eine deutliche Reduktion der Gesamtgehalte und verfügbaren Fraktionen vom Al-P zum entfrachteten Aluminium-Substrat.

Blei

Abbildung 5.9 zeigt die Verfügbarkeiten und Gehalte von Blei in den verschiedenen Produkten des P-Recyclings. Dargestellt ist der lösliche Bleianteil bezogen auf den Gesamtphosphorgehalt in den drei unterschiedlichen Extrakten.

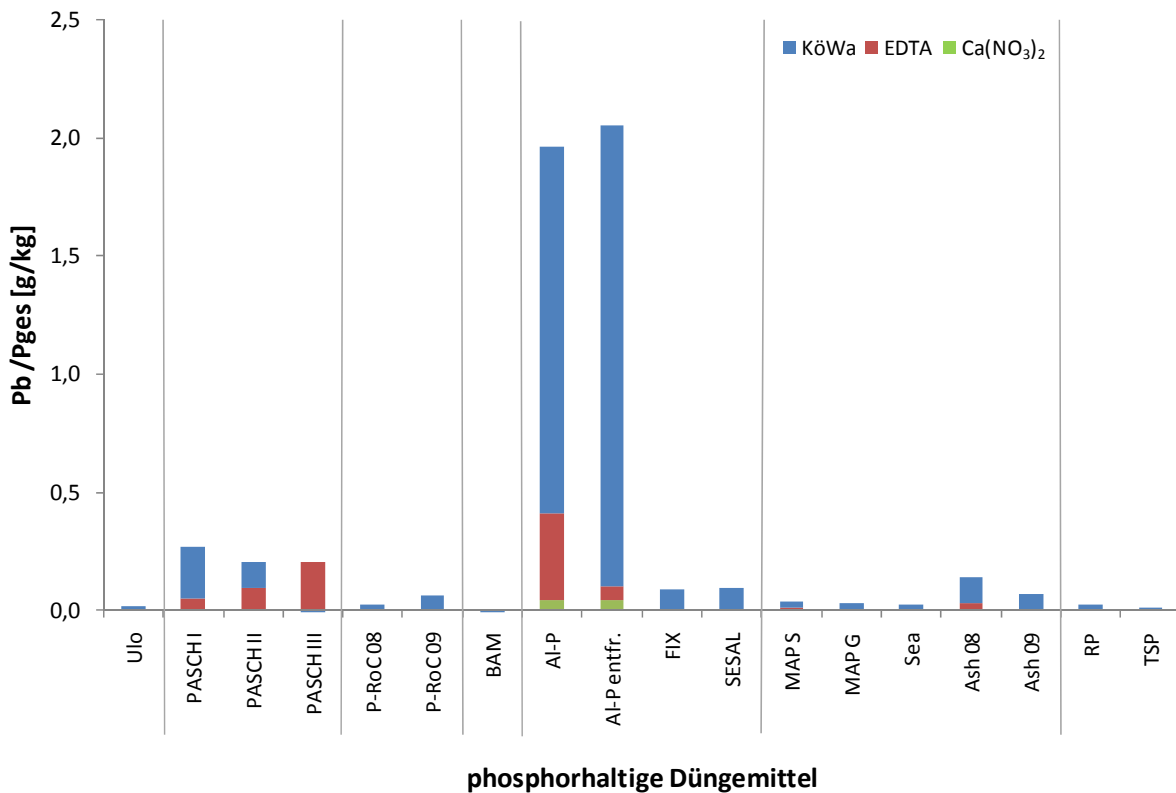


Abbildung 5.9: Bleigehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Produkte des P-Recyclings je kg Gesamtphosphor: KöWa - Königswasserextrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA - organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ - leichtlöslicher Gehalt

Aus der Grafik geht deutlich hervor, dass alle Produkte des P-Recyclings, mit Ausnahme der Aluminium-Phosphate, nur äußerst geringe Gesamt-Konzentrationen von kleiner 0,3 g Pb/kg P aufweisen. Die organisch sorbierten und leicht löslichen Fraktionen sind nur minimal verfügbar. Letzteres zeigt sich auch für die Aluminium-Phosphate. Im Vergleich zum Blei-Gesamtgehalt sind die verfügbaren Blei-Fraktionen der beiden Aluminium-Produkte sehr gering.

Die oben dargestellten Ergebnisse zu den Gesamtgehalten und Element-Verfügbarkeiten der Produkte des P-Recyclings zeigten sich analog auch für die untersuchten Elemente Nickel, Chrom und Arsen. Eine grafische und tabellarische Auswertung dazu findet sich im Anhang (Tabelle A 11 und Tabelle A 12, Abbildung A 2 bis Abbildung A 4).

5.2.1.5 Organische Kontaminanten

Die Gehalte an organischen Kontaminanten wurde in erster Linie für die Abwasser- bzw. die Klärschlammrecyclate bestimmt, da nur dort mit größeren Gehalten gerechnet wurde. Zum Vergleich mit den Recyclaten wurde jedoch auch ein Ascheprodukt (PASCH II) sowie TSP in die Untersuchungen mit einbezogen. Die Einzelwerte sind im Anhang in Tabelle A 31 und Tabelle A 32 dargestellt.

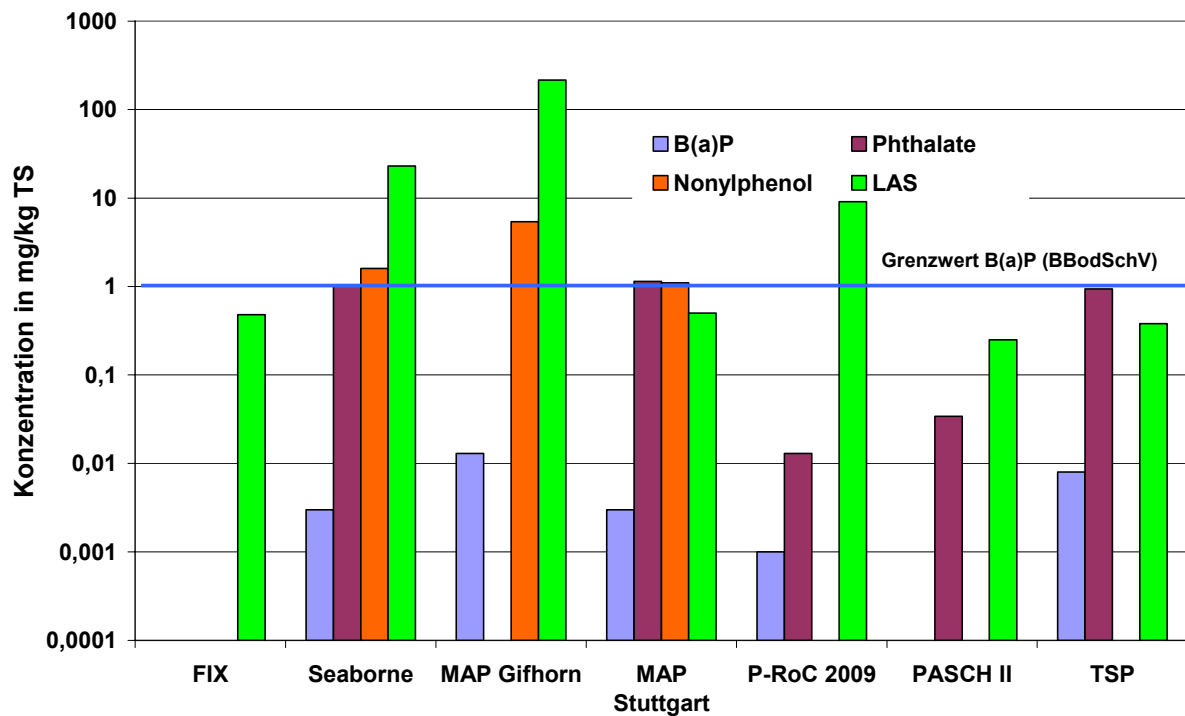


Abbildung 5.10: Gehalte an organischen Kontaminanten in den untersuchten Produkten des P-Recyclings in [mg/kg TS]

Wie aus Abbildung 5.10 zu entnehmen ist, weisen die untersuchten Produkte des P-Recyclings nur geringe Konzentrationen an organischen Kontaminanten auf. Eine Bewertung der gemessenen Werte nach DÜMV (2009) ist nicht möglich, da dort keine Kennzeichnungs- bzw. Grenzwerte für die untersuchten organischen Kontaminanten festgelegt sind. Für Benzo(a)pyren (B(a)P) wurde daher der Prüfwert für den Pfad Boden-Nutzpflanze der BBODSCHV (2009) verwendet. Dabei zeigt sich, dass dieser Wert (1 mg/kg Boden) von den Produkten um mindestens den Faktor 100 unterschritten wird. Für Nonylphenol (NP), LAS und Phthalate gibt es keine gesetzlichen Vorgaben. Eine Untersuchung des MUNLV (2003) in Nordrhein-Westfalen ergab für Klärschlämme LAS Konzentrationen in Höhe von < 500 - 10000 mg/kg TS und für Nonylphenol Gehalte von 10 - 50 mg/kg TS. Die untersuchten Produkte des P-Recyclings liegen damit in der Regel weit unter diesen Werten, mit Ausnahme des MAP Gifhorn, das mit Konzentrationen von ca. 5 mg/kg TS NP bzw. 210 mg/kg TS LAS in der Größenordnung der oben angegebenen Werte liegt. Die angegebenen Phthalatkonzentrationen werden maßgeblich (zu über 90%) durch Diethylhexylphthalat (DEHP) verursacht. Sie liegen mit einem Maximum von ca. 1 mg/kg TS jedoch im unteren Bereich der von KÖRDEL et al. (2007) angegebenen Konzentrationen für Klärschlämme. Daher kann davon ausgegangen werden, dass unabhängig vom Verfahren der P-Recyclierung nur eine geringe organische Fracht in die Produkte aufgenommen wird. Interessanterweise lassen sich geringe Mengen an organischen Kontaminanten auch in der Asche (PASCH II) und im TSP finden.

5.2.2 Löslichkeit von Phosphor in unterschiedlichen Extraktionsmitteln

Neben den in Kapitel 5.2.1.2 aufgeführten Gesamtgehalten sind für eine Bewertung der Produkte des P-Recyclings hinsichtlich ihrer Einordnung als P-Dünger die Vorgaben der DÜMV (2009) zu berücksichtigen. Die Einzelwerte sind in Tabelle A 33 im Anhang dargestellt.

Die Phosphor-Löslichkeit der Produkte des P-Recyclings unterscheidet sich stark zwischen den Produkten und zwischen den verwendeten Extraktionsmitteln. Die Löslichkeit in Mineralsäure (konz. H_2SO_4) ist für die beiden P-RoC Produkte und FIX-Phos vergleichbar mit TSP, einem leicht löslichen Phosphatdünger (Abbildung 5.11 und Abbildung 5.12). Die Löslichkeit der übrigen Produkte des P-Recyclings liegt zwischen der Löslichkeit von TSP und Rohphosphat (RP). Nur die Produkte MAP Gifhorn und Stuttgart weisen eine Löslichkeit unterhalb der von RP auf. In Citronensäure zeigen die Produkte FIX-Phos und P-RoC 2009 ebenfalls eine Löslichkeit vergleichbar mit TSP, bei den übrigen Produkten liegt die Löslichkeit zwischen der von TSP und RP, wobei P-RoC 2008 und die PASCH-Produkte am besten abschneiden. In Ameisensäure ist die Löslichkeit von FIX-Phos, den P-RoC Produkten und PASCH I vergleichbar der Löslichkeit von TSP. Die übrigen Produkte mit Ausnahme von Seaborne und MAP Gifhorn sowie von Ulophos liegen im Bereich zwischen den beiden Mineraldüngern. Die Löslichkeit für die alkalische-ammonocitrat Extraktion schwankt stark. Während PASCH III eine Löslichkeit vergleichbar von TSP erreicht und PASCH II sowie Seaborne und MAP Gifhorn noch Nahe an der Löslichkeit von TSP sind, schneiden die Produkte SESAL-Phos und FIX-Phos mit Werten zwischen 20% und 30% deutlich schlechter ab. Sie liegen jedoch immer noch weit über der Löslichkeit von RP. Deutlich schlechter als TSP schneiden alle Produkte beim wasserlöslichen P ab. Dort liegen die Löslichkeiten aller Produkte im Bereich von 1 - 5% und entsprechen damit der Löslichkeit von Rohphosphat.

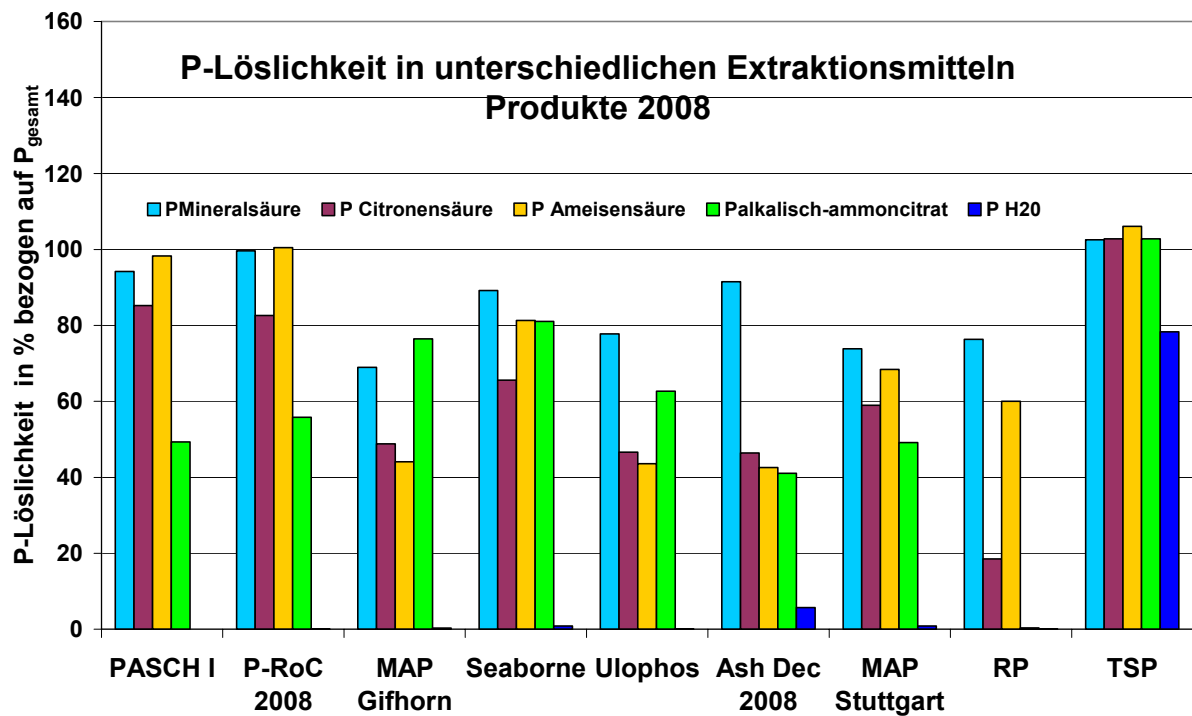


Abbildung 5.11: P-Löslichkeit in unterschiedlichen Extraktionsmitteln der Produkte 2008

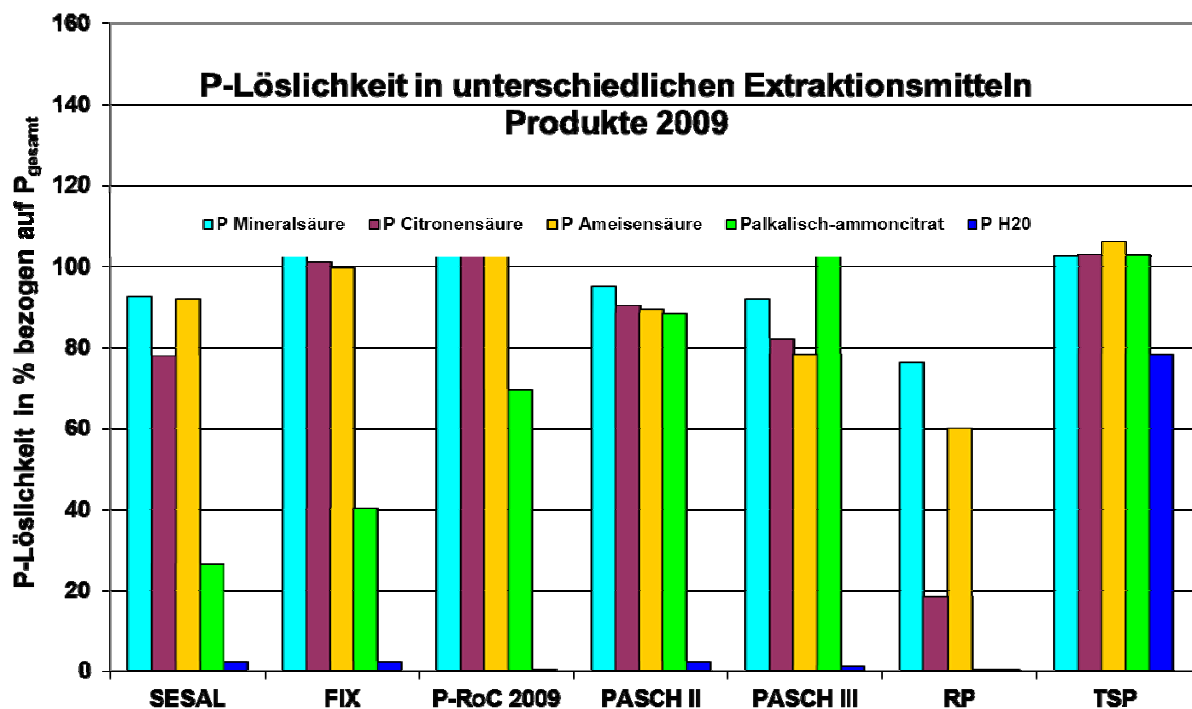


Abbildung 5.12: P-Löslichkeit in unterschiedlichen Extraktionsmitteln der Produkte 2009

Entsprechend den Vorgaben der DÜMV (2009) sind die untersuchten Produkte des P-Recyclings als Rohphosphate bzw. als weicherdeige Rohphosphate mit Magnesiumanteil

einzustufen. Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit muss bei den getesteten Produkten nur von einer langsamen P-Freisetzung ausgegangen werden.

Die Produkte Ash Dec 2009, Al-P und Al-P_{entfrachtet} konnten aufgrund zu wenig vorhandenen Materials nicht untersucht werden.

5.2.3 Wirkung der Produkte auf Parameter der P-Versorgung im Boden

Die Messwerte sind im Anhang in den Tabelle A 34 bis Tabelle A 61 dargestellt.

5.2.3.1 pH-Wert

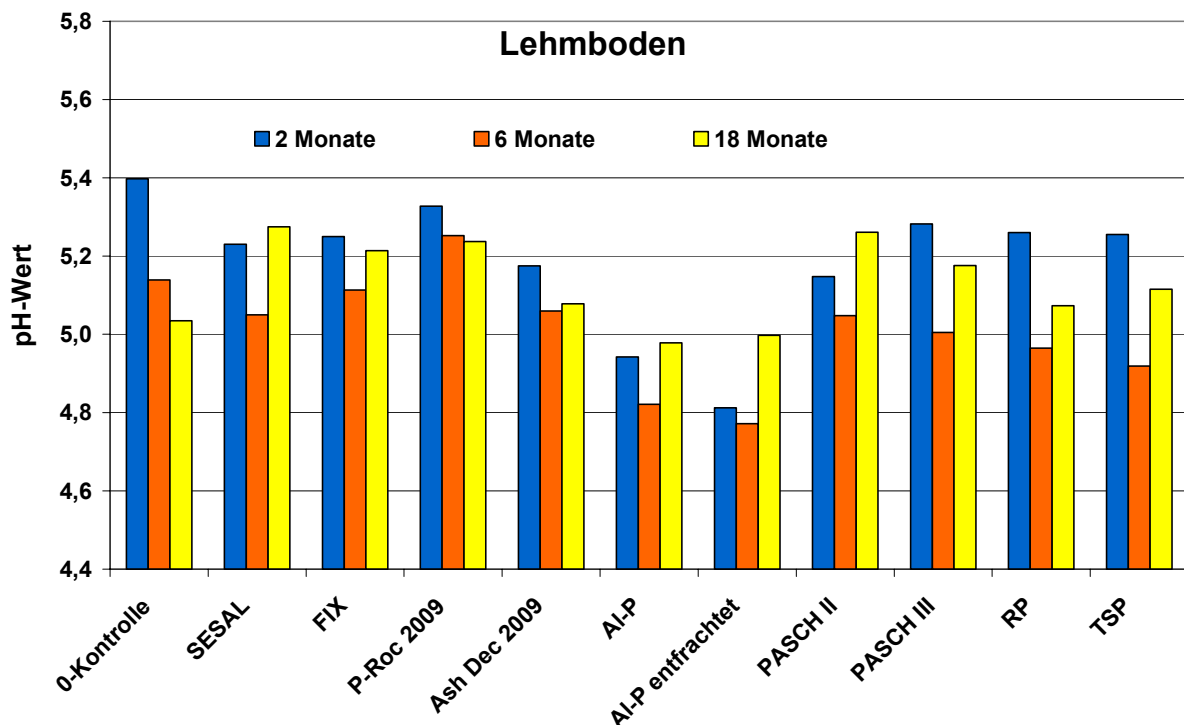


Abbildung 5.13: pH-Werte [CaCl₂] im Lehmboden für den Versuchsansatz 2009/2010

Ein signifikanter Einfluss der getesteten Produkte auf den pH-Wert ist nicht festzustellen. Nur die beiden Produkte Al-P und Al-P_{entfrachtet} verringern den pH-Wert auf dem Lehmlandort des Bodens aus Scheyern (Abbildung 5.13) bei den ersten beiden Probenahmeterminen leicht, was auf den niedrigen pH-Wert beider Produkte zurückzuführen ist (pH 0,9 bzw. 1,9). Auf dem Sandboden (Abbildung 5.14) sind keine Veränderungen des pH-Wertes zu beobachten. Auch für den hier nicht dargestellten ersten Versuchsansatz 2008/2009 konnten bei den meisten Düngungsvarianten keine Wirkungen der Produkte des P-Recyclings auf den pH-Wert festgestellt werden. Bei den relativ geringen eingearbeiteten Produktmengen ist dies jedoch auch nicht zu erwarten.

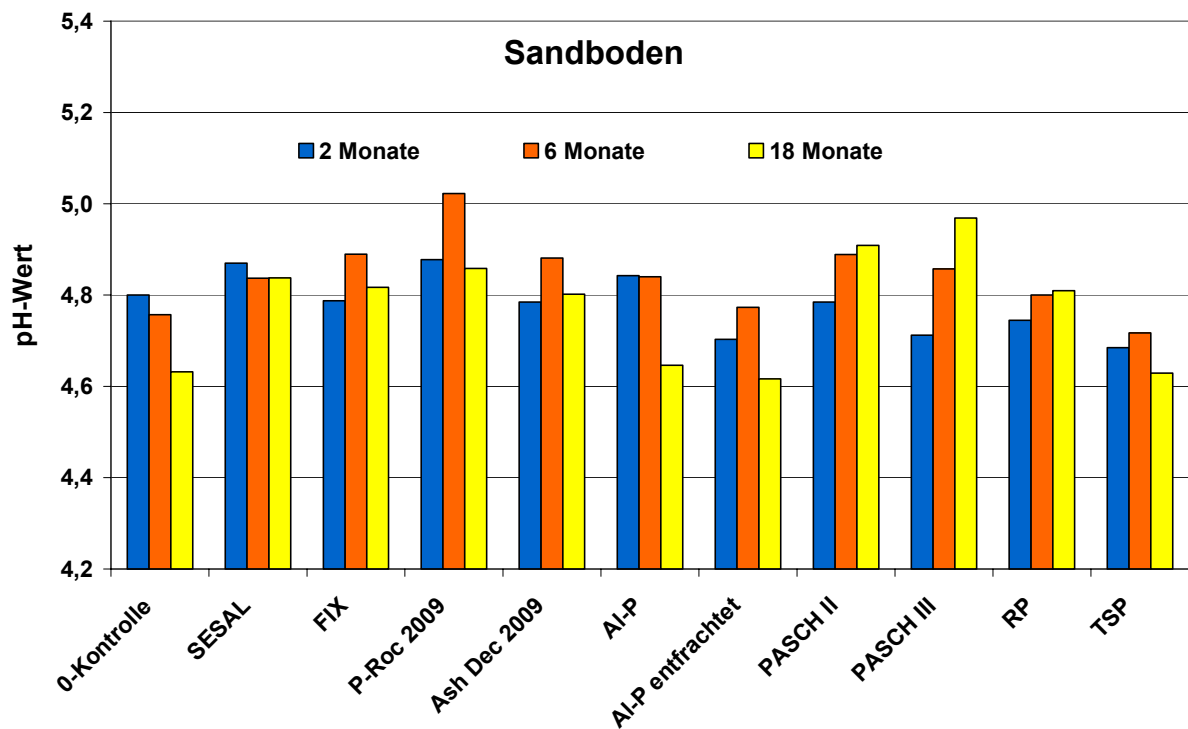


Abbildung 5.14: pH-Werte [CaCl₂] im Sandboden für den Versuchsansatz 2009/2010

5.2.3.2 Calcium-Acetat-Lactat-lösliches P (P_{CAL})

Die P_{CAL} - Löslichkeit wird in der Landwirtschaft als Parameter für den pflanzenverfügbaren Phosphor verwendet. In den nachfolgenden Abbildungen wird die prozentuale Veränderung von P_{CAL} durch die getesteten Produkte des P-Recyclings in Bezug zur 0-Kontrolle (ohne P-Düngung) angegeben. Mit „*“ markierte Säulen kennzeichnen einen signifikanten Unterschied gegenüber der 0-Kontrolle, mit „**“ markierte Säulen entsprechen in ihrer Wirkung der TSP Vergleichsvariante. Die Werte über den Säulen der 0-Kontrolle geben den gemittelten Absolutwert für P_{CAL} in mg/kg für die 0-Kontrolle zum jeweiligen Zeitpunkt an. Die dargestellten Ergebnisse wurden aus dem Inkubationsversuch (ohne Pflanzenaufwuchs) ermittelt. Die absoluten Werte sind in Tabelle A 38 bis Tabelle A 41 im Anhang aufgeführt.

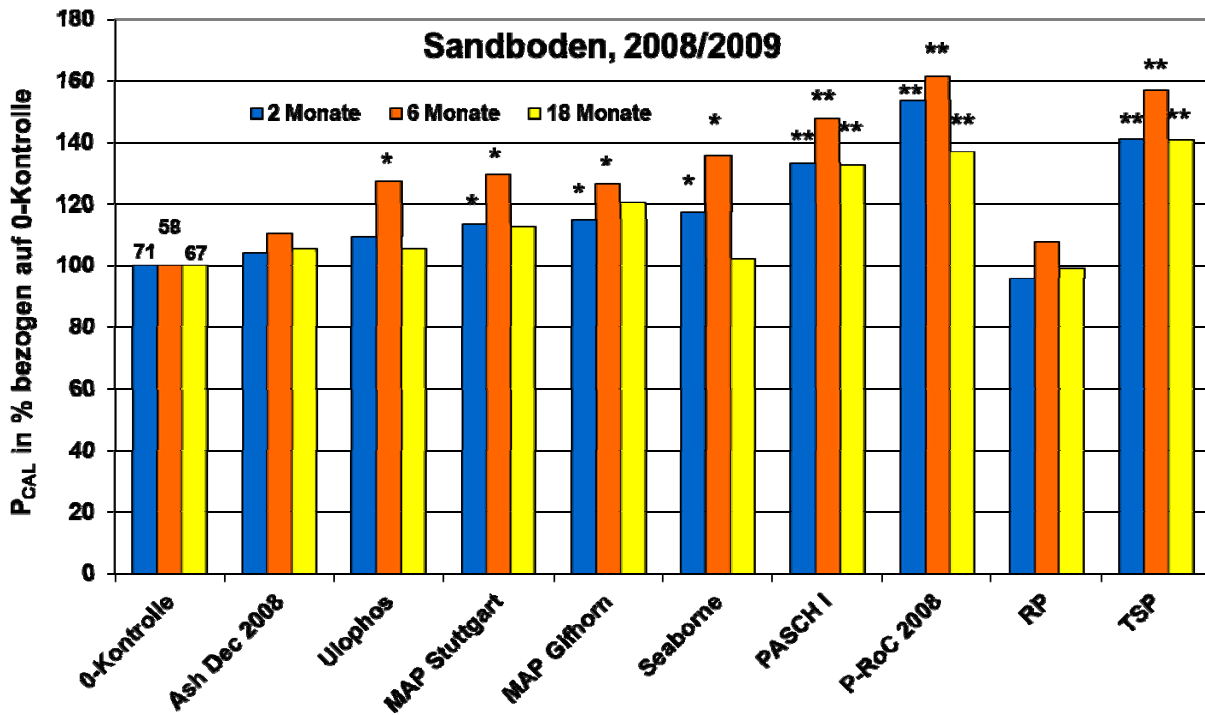


Abbildung 5.15: Veränderung von P_{CAL} [%] auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009

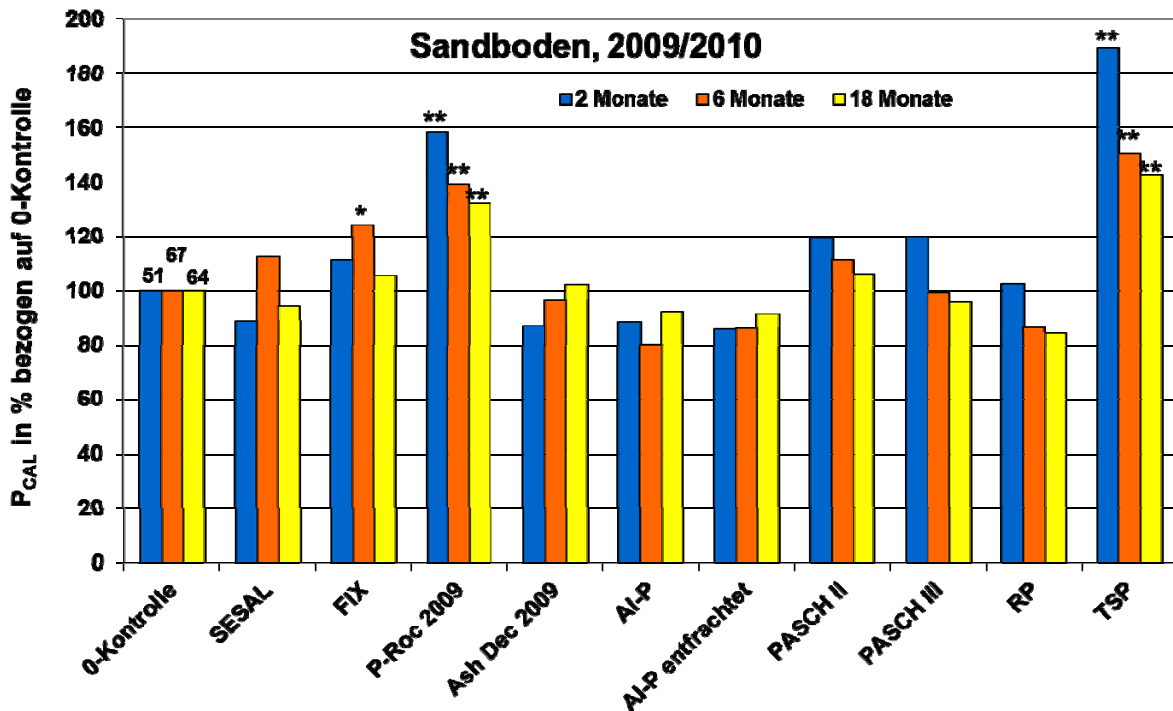


Abbildung 5.16: Veränderung von P_{CAL} auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010

Eine dem TSP vergleichbare Wirkung auf P_{CAL} zeigen auf dem Sandboden die Produkte P-RoC 2008 und 2009 sowie PASCH I (Abbildung 5.15 und Abbildung 5.16). Eine signifikante Erhöhung gegenüber der 0-Kontrolle wird auch bei den drei MAP-Produkten (Gifhorn,

Stuttgart und Seabome) zu den beiden ersten Probenahmeterminen beobachtet. Die Produkte FIX-Phos und Ulophos zeigen nur beim mittleren Probenahmetermin nach sechs Monaten eine signifikante Erhöhung von P_{CAL} . Eine, wenn auch nicht signifikante Abnahme ist bei den beiden AI-P Produkten zu beobachten sowie teilweise für SESAL-Phos und Ash Dec 2009.

Im Gegensatz zum Sandboden bewirken auf den Lehm Böden fast alle Produkte eine signifikante Erhöhung von P_{CAL} zu allen Probenahmeterminen. Dabei sind alle PASCH-Produkte, die beiden P-RoC Produkte, AI-P_{entfrachtet} und FIX-Phos in ihrer Wirkung vergleichbar mit TSP, die übrigen Produkte erhöhen P_{CAL} signifikant gegenüber der 0-Kontrolle (Abbildung 5.17 und Abbildung 5.18). Eine Ausnahme bildet das Produkt Ash Dec 2008, bei dem nur bei der mittleren Probenahme eine signifikante Erhöhung von P_{CAL} zu beobachten ist.

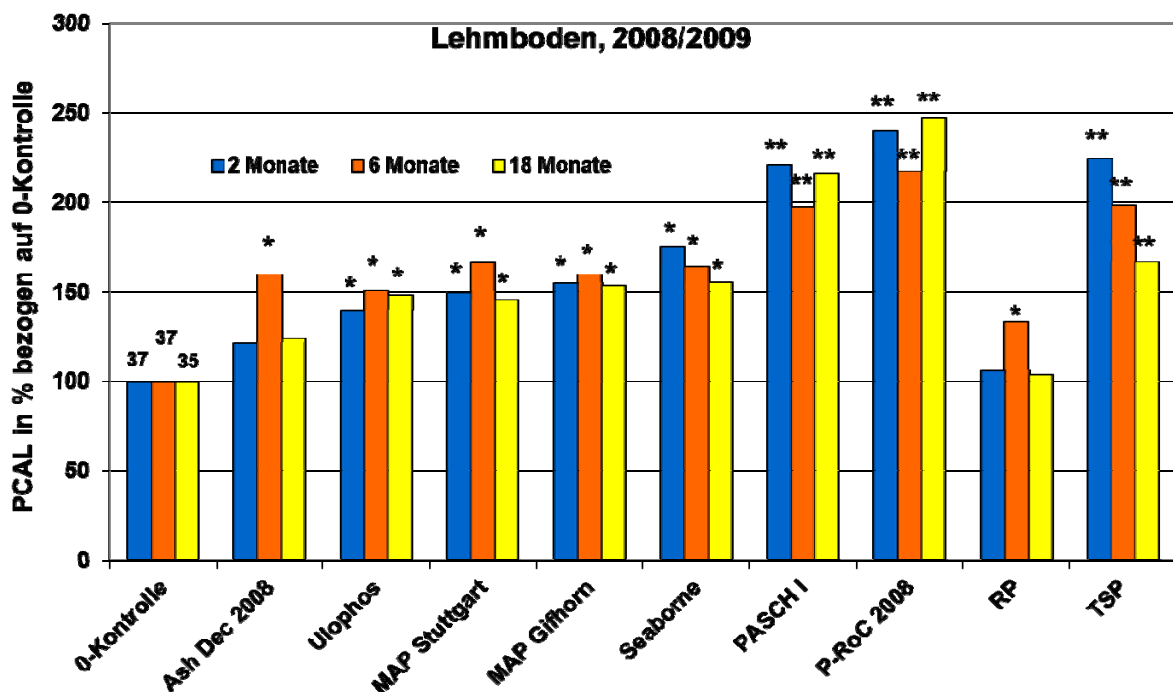


Abbildung 5.17: Veränderung von P_{CAL} [%] auf dem Lehm Boden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009

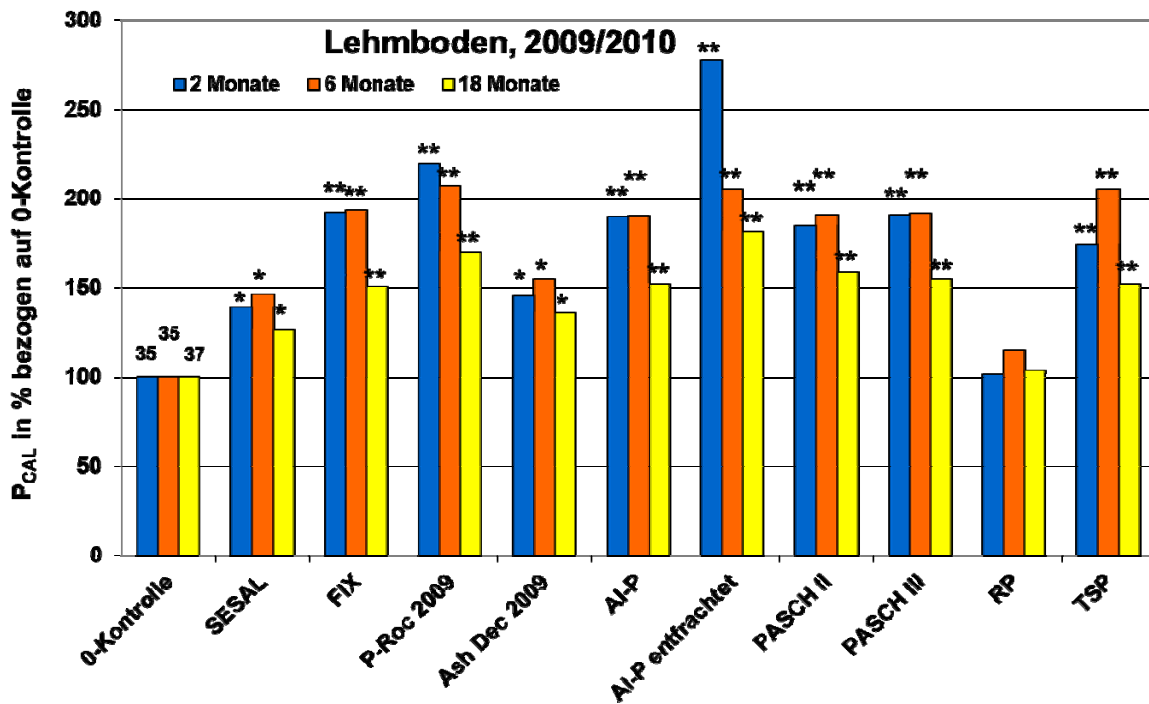


Abbildung 5.18: Veränderung von P_{CAL} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010

Die bessere Wirkung auf den Lehmböden zeigt sich auch in der absoluten Erhöhung von P_{CAL} . Auf dem Sandboden wird ein maximaler Anstieg von ca. 90% gegenüber der 0-Kontrolle erreicht, bei den Lehmböden bis zu 180%. Dies ist in erster Linie mit dem geringeren P_{CAL} -Gehalt der Lehmböden zu erklären (35-37 mg/kg gegenüber 50-70 mg/kg beim Sandboden).

5.2.3.3 Citronensäurelöslicher Phosphor (P_{Cit})

Die Werte über den Säulen der 0-Kontrolle geben den gemittelten Absolutwert für P_{Cit} in mg/kg für die 0-Kontrolle zum jeweiligen Zeitpunkt an. Die dargestellten Ergebnisse wurden aus dem Inkubationsversuch (ohne Pflanzenaufwuchs) ermittelt. Die absoluten Werte sind in Tabelle A 42 bis Tabelle A 45 im Anhang aufgeführt.

Im Gegensatz zu P_{CAL} zeigen nahezu alle Produkte des P-Recyclings bei beiden Böden eine gute Wirkung auf P_{Cit} (Abbildung 5.19 bis Abbildung 5.22). Mit wenigen Ausnahmen erhöhen die verwendeten Produkte des P-Recyclings P_{Cit} in vergleichbarem Ausmaß wie TSP. Auf dem Sandboden zeigen nur Ulophos, die drei MAP Produkte, SESAL-Phos und insbesondere beide Al-P Produkte zum Teil eine signifikant schlechtere Wirkung als TSP (Abbildung 5.19 und Abbildung 5.20).

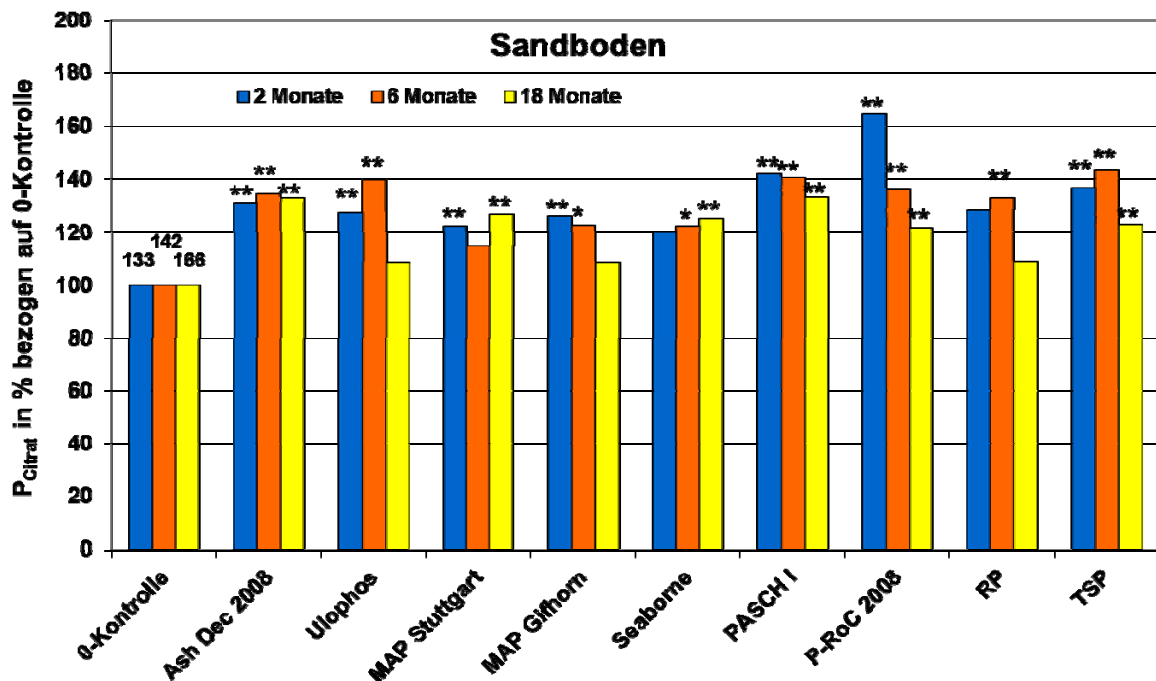


Abbildung 5.19: Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009

Auf den Lehmböden sind die Ergebnisse ähnlich. Ash Dec 2008, Ulophos und die drei MAP Produkte zeigen beim ersten Probenahmetermin keine signifikante Erhöhung von P_{Cit} (Abbildung 5.21). Die beiden AI-P Produkte wirken jedoch deutlich besser als auf dem Sandboden und sind in ihrer Wirkung auf P_{Cit} mit TSP vergleichbar (Abbildung 5.22). Im Gegensatz zu P_{CAL} zeigt auch RP zumindest zu einigen Probenahmeterminen einen gegenüber der 0-Kontrolle signifikant erhöhten Wert für P_{Cit} .

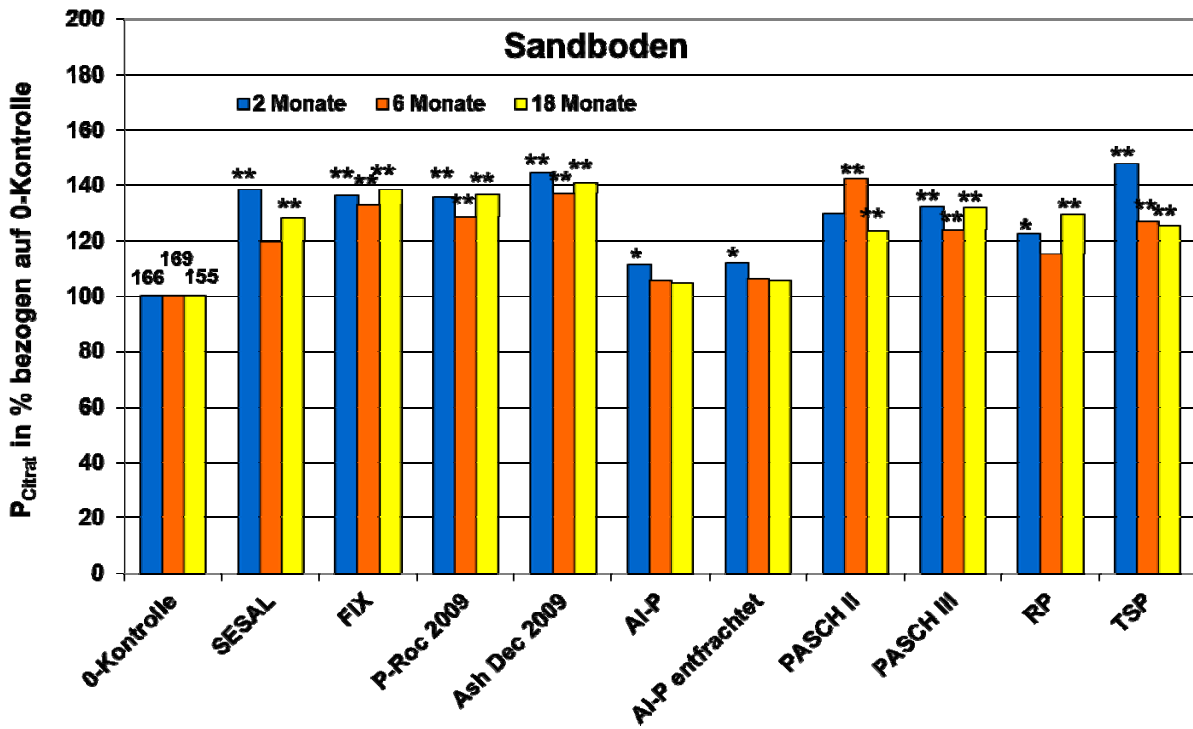


Abbildung 5.20: Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Sandboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010

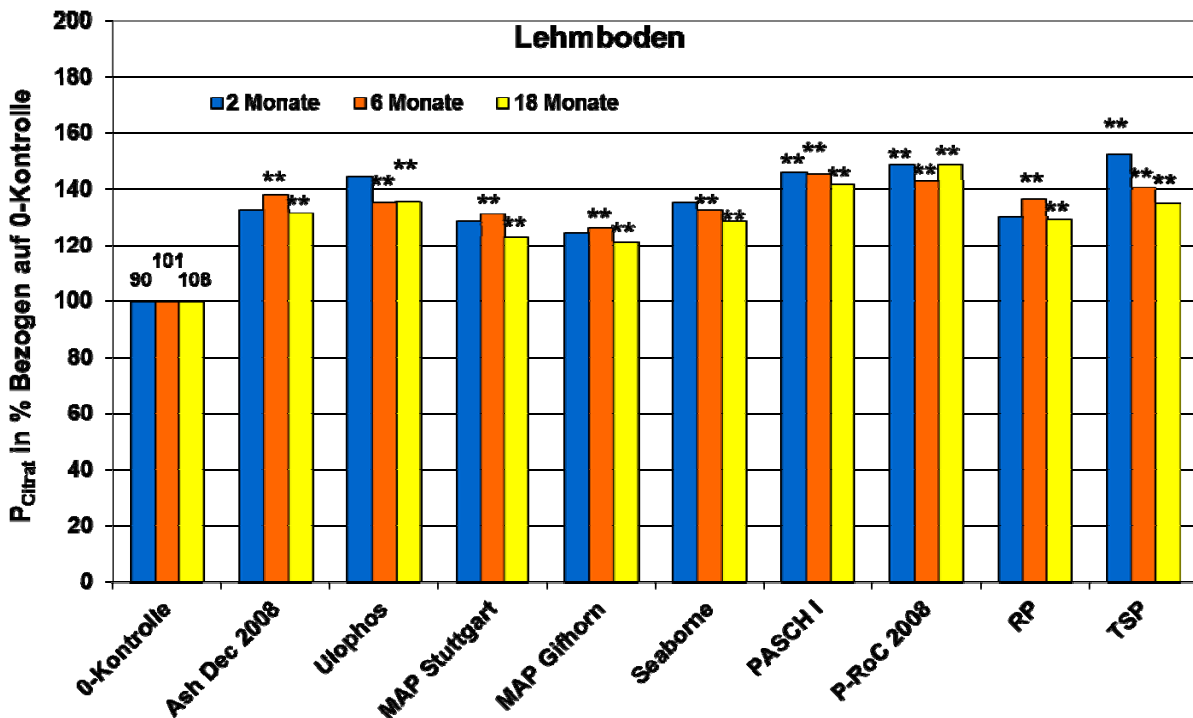


Abbildung 5.21: Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009

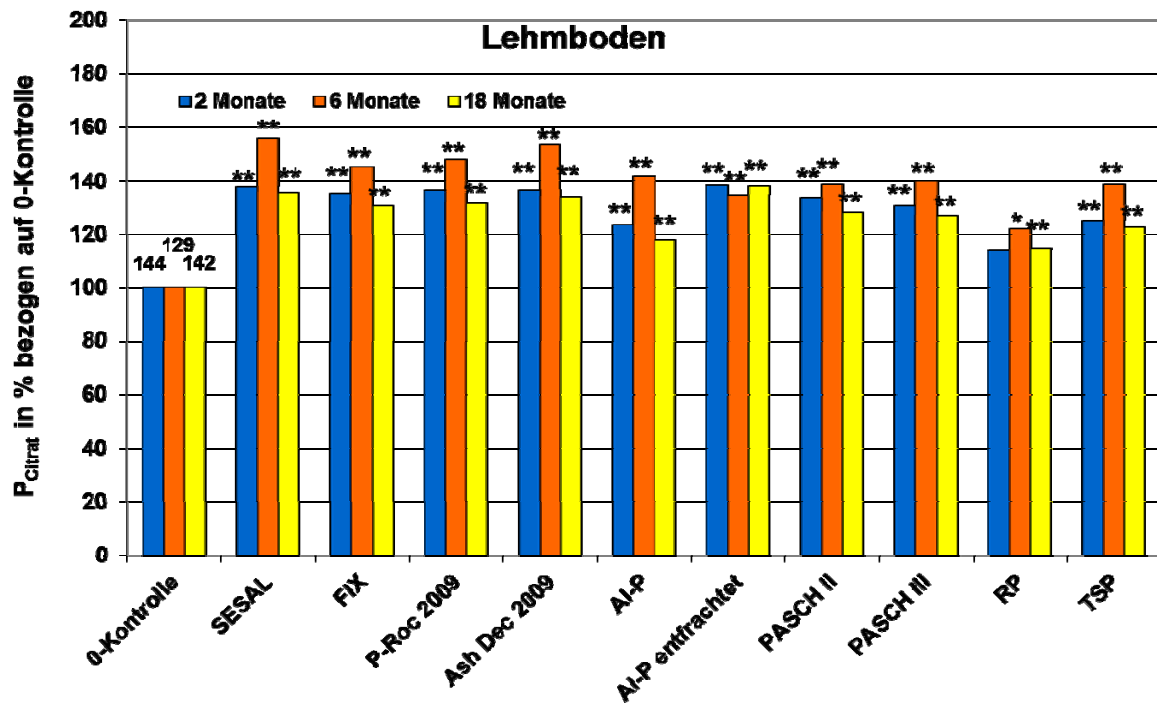


Abbildung 5.22: Veränderung von P_{Cit} [%] auf dem Lehmboden in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010

Die mit Citronensäure extrahierbare (P_{Cit}) P-Menge wird dem labilen P-Pool zugeordnet, d. h. dem P-Vorrat der leicht verfügbar ist. Die Unterschiede in der Wirkung der Produkte des P-Recyclings auf P_{CAL} bzw. P_{Cit} beruht wahrscheinlich auf der Erfassung von sorbiertem P in unterschiedlicher Bindung. Die CAL-Lösung erfasst als schwächeres Extraktionsmittel (pH 4,1) nur unspezifisch sorbiertes P, das stark vom pH-Wert beeinflusst wird, während der Citronensäureextrakt (pH 2) auch spezifisch an Aluminium und Eisen sorbiertes P erfasst, welches durch den Kalkungseffekt nicht bzw. kaum beeinflusst wird.

5.2.3.4 P in der Bodenlösung (P_{10})

Die bisher untersuchten Parameter stellen Vorratsformen für P dar, die mehr oder weniger schnell pflanzenverfügbar sind. Da P von den Pflanzen jedoch nur in gelöster Form als Orthophosphat aufgenommen werden kann, ist die Konzentration von P in der Bodenlösung eine wichtige Größe zur Beurteilung der Versorgungssituation. Sie ist allerdings nur aufwändig festzustellen. Eine Möglichkeit ist die Gewinnung der Bodenlösung und die anschließende Bestimmung des darin gelösten P. Da dafür aber meist relative große Mengen an Bodenmaterial benötigt werden (> 100 g), wurde in diesem Fall darauf verzichtet und die P-Konzentration in der Bodenlösung aus Sorptionskurven ermittelt.

Die Werte über den Säulen der 0-Kontrolle geben den gemittelten Absolutwert für P_{10} in mg/L für die 0-Kontrolle zum jeweiligen Zeitpunkt an. Die dargestellten Ergebnisse wurden aus dem Inkubationsversuch (ohne Pflanzenaufwuchs) ermittelt. Die absoluten Werte sind in Tabelle A 58 bis Tabelle A 61 im Anhang aufgeführt.

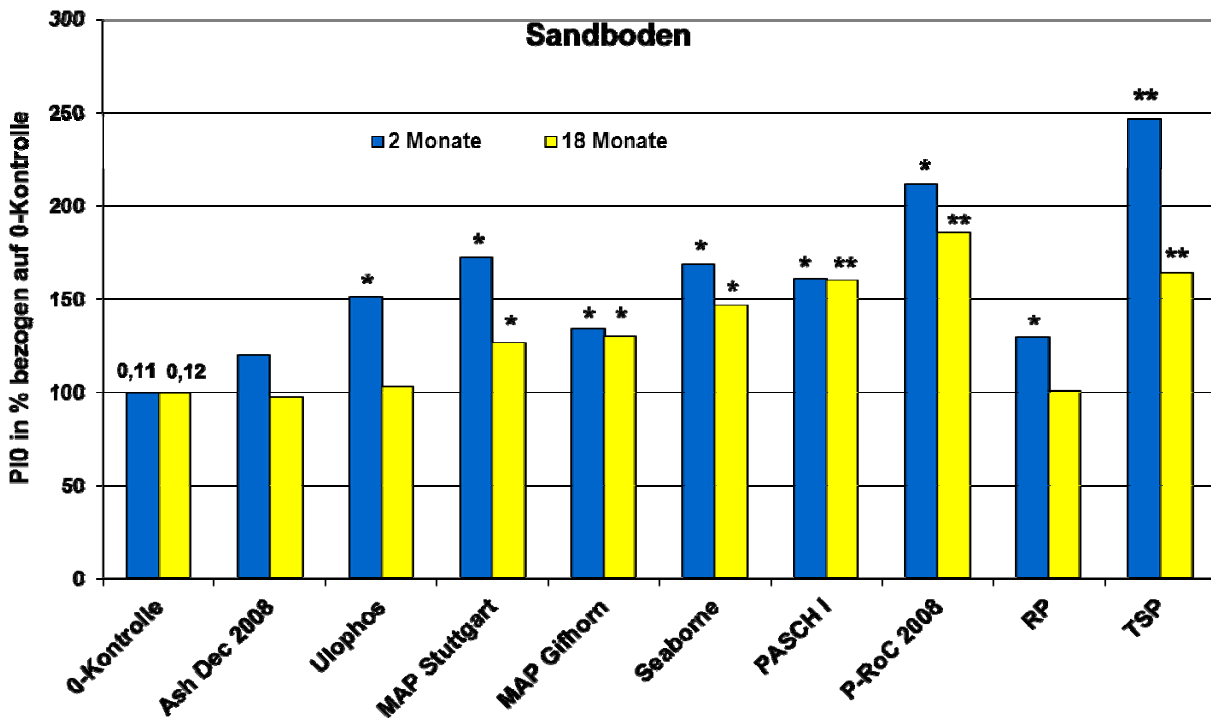


Abbildung 5.23: Veränderung von P₁₀ auf dem Sandbodenboden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009

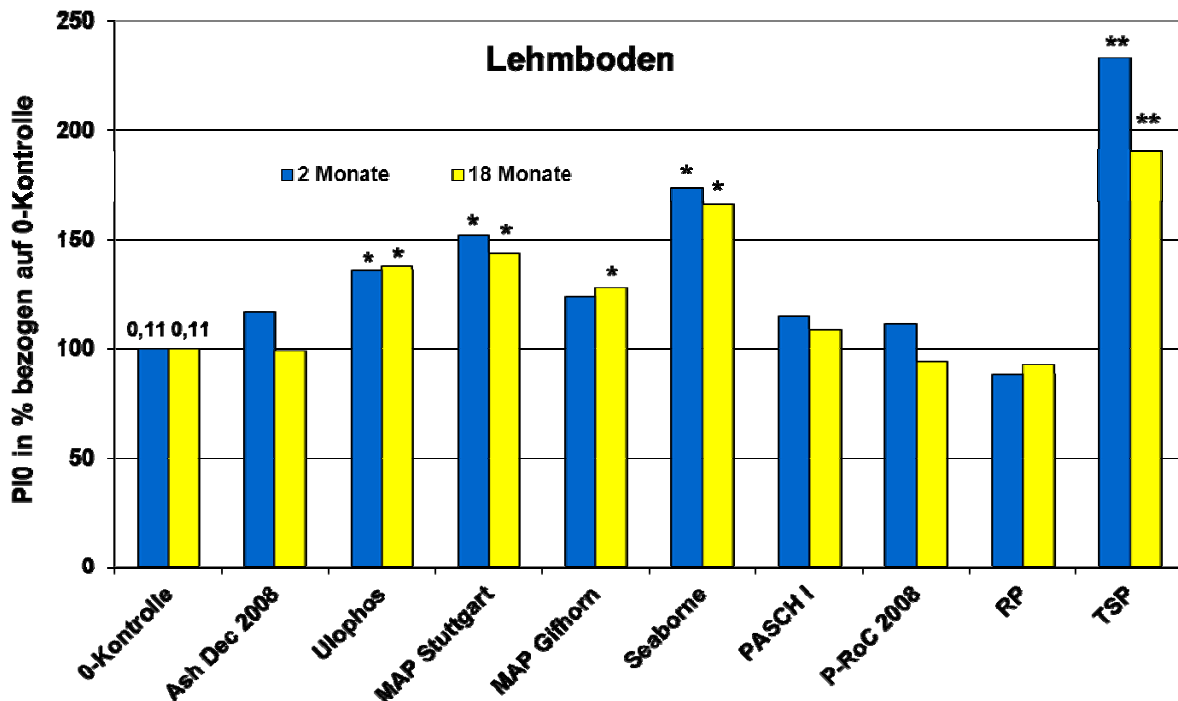


Abbildung 5.24: Veränderung von P₁₀ auf dem Lehmboden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2008/2009

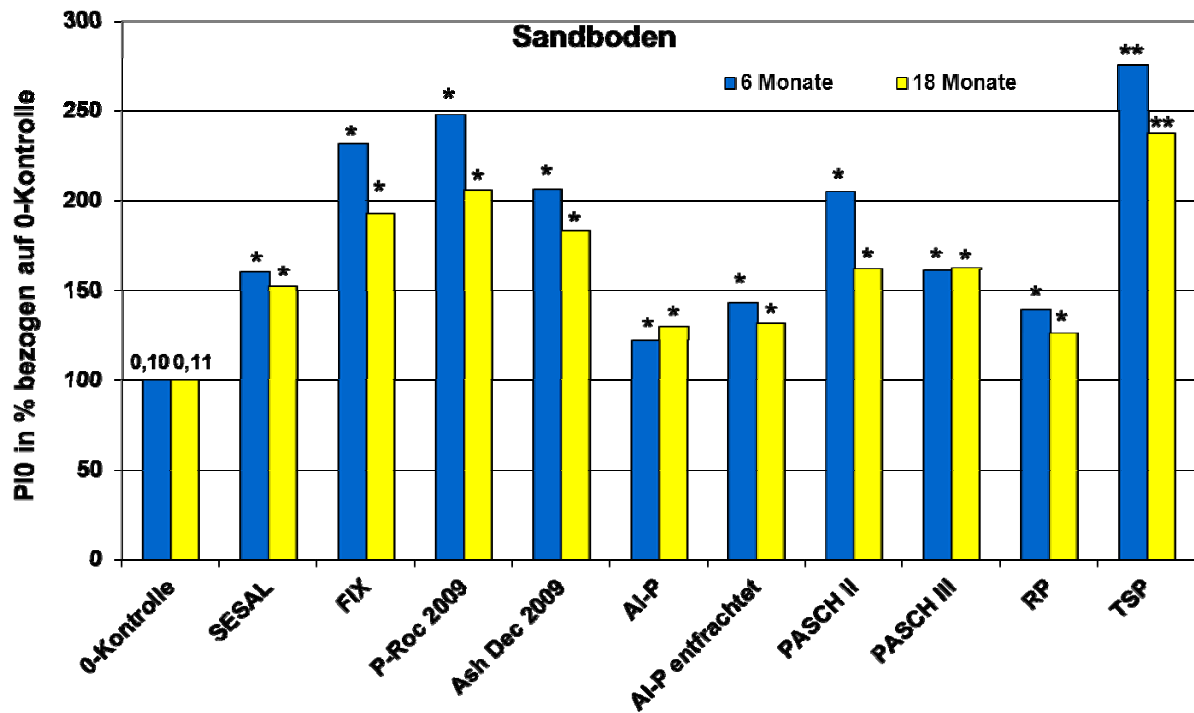


Abbildung 5.25: Veränderung von P_{10} auf dem Sandboden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010

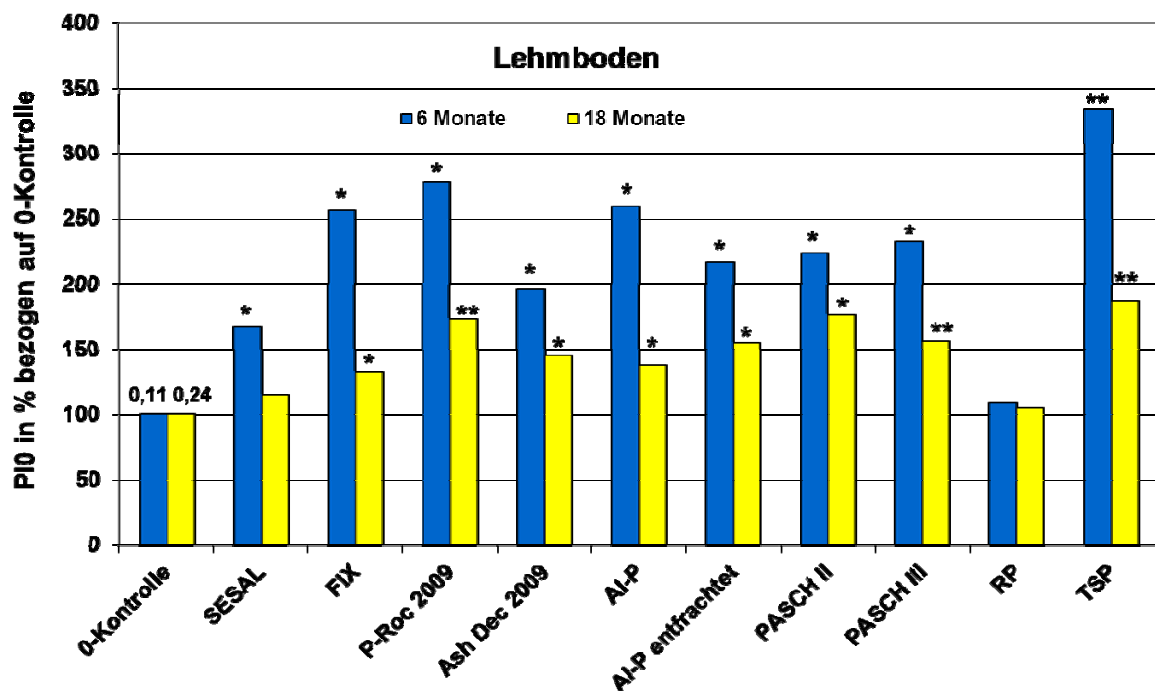


Abbildung 5.26: Veränderung von P_{10} auf dem Lehmboden [%] in Bezug auf die 0-Kontrolle des Versuchsansatzes 2009/2010

Die getesteten Produkte des P-Recyclings wirken auf die Konzentration in der Bodenlösung (P_{10}) sehr unterschiedlich. Die Materialien des ersten Versuchsansatzes (2008/2009) zeigen auf dem Sandboden mit Ausnahme von Ash Dec 2008 und zeitweise auch Ulophos keine signifikante Steigerung von P_{10} . (s. Abbildung 5.23). Die übrigen Produkte erhöhen P_{10} zwar

signifikant gegenüber der 0-Kontrolle, erreichen jedoch mit Ausnahme von P-RoC 2008 nicht die Wirksamkeit von TSP. Auf dem Lehmboden ist die Wirkung schlechter, dort zeigen nur Ulophos und die drei MAP-Produkte einen signifikanten Anstieg von P_{10} ohne die Wirkung von TSP zu erreichen (Abbildung 5.24). Die im zweiten Versuchsansatz untersuchten Produkte zeigen auf dem Sandboden zu beiden Probenahmeterminen einen signifikanten Anstieg im Vergleich zur 0-Kontrolle (Abbildung 5.25), auf dem Lehmboden führt nur SESAL-Phos bei der zweiten Probenahme nicht zu einer signifikanten Steigerung von P_{10} . Allerdings wird auch von diesen Produkten nicht die Wirkung von TSP erreicht. Dieses Ergebnis überrascht jedoch nicht, da TSP eine hohe Wasserlöslichkeit aufweist und somit sehr schnell als gelöstes Orthophosphat in der Bodenlösung vorliegt. Positiv zu vermerken ist, dass kein Produkt zu einer Abnahme von P_{10} führt, wie es z. B. von RÖMER und SAMIE (2002) bei eisenreichen Klärschlämmen beobachtet werden konnte.

Bei allen Varianten, besonders beim TSP, ist eine relative Abnahme von P_{10} bei späteren Probenahmeterminen zu beobachten. Dies ist auf die zunehmende Sorption von P zurückzuführen, die zu einer festeren Bindung z. B. an Eisenoxiden führen dürfte.

5.2.3.5 Oxalatlösliches P, Fe, Al

Ein Grund für die relativ gute Wirkung auch auf P_{10} ist in der Zunahme der P-Sättigung zu sehen. Die P-Sättigung ist dabei der Quotient aus $P_{ox}/(Al_{ox}+Fe_{ox})$ wobei $(Al_{ox}+Fe_{ox})$ der P-Sorptionskapazität entsprechen. Steigt die Summe von Al_{ox} und Fe_{ox} stärker als P_{ox} , kommt es zu einer Abnahme der Sättigung und damit zu steigender P-Sorption. Wie aus den Tabelle 5.8 und Tabelle 5.9 zu entnehmen ist, steigt bei allen getesteten Varianten die P-Sättigung an. Dies führt zu einer Abnahme der P-Sorption und damit auch zu einer höheren P-Konzentration in der Bodenlösung. Beim 1. Versuchsansatz tritt der Anstieg der P-Sättigung bei einigen Produkten des P-Recyclings erst verzögert auf. So zeigen alle Produkte nach 18 Monaten in beiden Böden einen signifikanten Anstieg der P-Sättigung gegenüber der 0-Kontrolle, während zu den früheren Probenahmeterminen nur einzelne Produkte einen signifikanten Anstieg der P-Sättigung aufweisen. Beim zweiten Versuchsansatz verursachen die Produkte des P-Recyclings an den ersten beiden Probenahmeterminen einen signifikanten Anstieg. Nach 18 Monaten tritt eine Signifikanz in beiden Böden nur noch für die Produkte Pasch II und Pasch III sowie für die TSP-Variante auf.

Tabelle 5.8: P-Sättigung des Versuchsansatzes 2008/2009 in % („*“ markiert signifikanten Unterschied zur 0-Kontrolle)

Probenbezeichnung	2 Monate		6 Monate		18 Monate	
	Sand-boden	Lehm-boden	Sand-boden	Lehm-boden	Sand-boden	Lehm-boden
0-Kontrolle	15,0	7,7	15,2	6,4	15,6	8,0
Ash Dec 2008	15,8	8,8	18,9	9,2 *	18,2 *	8,7 *
Ulophos	14,9	9,3 *	18,2	9,3 *	19,2 *	9,0 *
MAP Stuttgart	17,6	8,9	19,5	8,4	18,5 *	9,0 *
MAP Gifhorn	16,6	9,0	20,3 *	8,8	18,2 *	8,8 *
Seaborne	15,8	9,2 *	19,8 *	8,4	19,4 *	9,1 *
PASCH I	18,6	9,2 *	19,9 *	8,4	18,8 *	9,2 *
P-RoC 2008	17,7	8,9	21,1 *	8,3	19,1 *	8,8 *
RP	15,5	8,3	16,9	9,4 *	18,7 *	8,4 *
TSP	18,6	10,7 *	18,3	9,7 *	20,6 *	9,4 *

Tabelle 5.9: P-Sättigung des Versuchsansatzes 2009/2010 in % („*“ markiert signifikanten Unterschied zur 0-Kontrolle)

Probenbezeichnung	2 Monate		6 Monate		18 Monate	
	Sand-boden	Lehm-boden	Sand-boden	Lehm-boden	Sand-boden	Lehm-boden
0-Kontrolle	15,9	9,5	16,2	6,0	16,9	10,7
SESAL-Phos	16,8 *	10,3 *	17,7 *	10,3 *	16,8	10,4
FIX-Phos	18,3 *	11,3 *	19,3 *	10,9 *	19,0 *	11,1
P-RoC 2009	17,9 *	10,8 *	19,2 *	10,6 *	18,5	10,6
Ash Dec 2009	17,9 *	10,9 *	18,4 *	10,4 *	18,0	10,6
Al-P	16,7 *	11,0 *	17,4 *	10,5 *	16,9	11,2
AL-Pentfrachtet	17,0 *	11,7 *	17,4 *	11,1 *	18,8	12,3 *
PASCH II	19,1 *	11,4 *	19,8 *	9,0 *	20,1 *	12,8 *
PASCH III	18,7 *	11,3 *	19,7 *	8,5 *	20,5 *	12,7 *
RP	16,8 *	9,8	17,4 *	7,2	18,1	11,0
TSP	18,8 *	10,9 *	20,1 *	8,2 *	20,5 *	13,0 *

Die Werte für Al/Fe/P_{ox} sind in Tabelle A 46 bis Tabelle A 57 im Anhang dargestellt

5.2.3.6 Sequentielle P-Extraktion

Die sequentielle Extraktion lässt Aussagen über die Bindungsformen von P im Boden zu, ohne jedoch definierte P-Formen zu identifizieren. Im Sandboden überwiegt NaOH gebundenes P und damit vorwiegend eine P-Bindung an Fe- und Al-Oxide (vgl. Tabelle 5.10). Ca gebundenes P liegt kaum vor, nur bei den Produkten MAP Gifhorn, Ash Dec und SESAL-Phos ist ein Ca gebundener Anteil (HCl-P) festzustellen. Allerdings dürfte der

gemessene Wert bei MAP Gifhorn für HCl-P zu hoch sein, da die Summe beider Fraktionen P-Gesamt überschreitet. Im Lehm Boden überwiegt mit wenigen Ausnahmen (z. B. FIX-Phos) der HCl-lösliche P Anteil und damit das Ca gebundene P. Die Wirkung der getesteten Produkte auf die P-Bindungsformen ist gering, nur bei FIX-Phos und P-RoC 2008 kommt es zu einer deutlichen Verschiebung der Anteile in Richtung Fe-/Al-gebundenes P. Die Messwerte sind im Anhang in Tabelle A 64 abgelegt.

Tabelle 5.10: Anteile der P-Bidungsformen in %

	Sandboden				Lehmboden			
	2 Monate		18 Monate		2 Monate		18 Monate	
Variante	P an Fe- /Al-Oxiden	P an Ca	P an Fe- /Al-Oxiden	P an Ca	P an Fe- /Al-Oxiden	HCl	P an Fe- /Al-Oxiden	P an Ca
0-Kontrolle	99,6	0,4	99,6	0,4	30,4	69,6	29,4	70,6
Ash Dec 2008	99,5	0,5	66,6	33,4	25,4	74,6	26,7	73,3
FIX-Phos	99,5	0,5	99,6	0,4	62,8	37,2	60,7	39,3
MAP Gifhorn	42,9	57,1	39,1	60,9	45,5	54,5	43,1	56,9
PASCH I	98,8	1,2	97,3	2,7	25,1	74,9	31,4	68,6
P-RoC 2008	99,6	0,4	99,6	0,4	79,3	20,7	82,1	17,9
SESAL-Phos	85,4	14,6	93,5	6,5	50,3	49,7	56,2	43,8
TSP	98,4	16	99,1	0,9	33,4	66,6	27,6	72,4

5.2.4 Vergleich der P-Düngewirkung der P-Recyclingprodukte mit denen der Standard-P-Dünger TSP und Rohphosphat

Die vorliegenden Produkte des P-Recyclings wurden bisher vor allem bezüglich ihrer Phosphor-Gehalte und -Verfügbarkeiten, ihrer Schädwirkung, dem Eintrag von Schwermetallen ins System Boden - Pflanze sowie nach gesetzlichen Gesichtspunkten und Bestimmungen untersucht und beurteilt. Im Folgenden wird eine vergleichende Betrachtung der Produkte des P-Recyclings mit den untersuchten TSP- und Rohphosphat-Referenzdüngern sowie der ungedüngten Null-Variante vorgenommen. Hierzu werden die P-Entzüge der Pflanzen je Gefäß sowie die Pflanzenerträge als Maß für die P-Düngewirkung herangezogen. Beim Auftreten von signifikanten Unterschieden sind diese durch die Buchstaben a, b und c markiert.

Abbildung 5.27 zeigt den P-Entzug der Produkte des P-Recyclings der ersten Versuchsreihe auf Sandboden im Vergleich zu den P-Entzügen der P-0-Variante und den Referenzdüngern RP und TSP.

Die P-Entzüge der einzelnen Produkte des P-Recyclings zeigen eine Spannweite von 0,169 g/Topf für die P-0-Variante bis zu 0,265 g/Topf für das Produkt Seaborne in der Erstfrucht und eine Spanne von 0,147 g/Topf (P-0) bis zu 0,191 g/Topf (MAP Stuttgart, Seaborne) in der Nachfrucht.

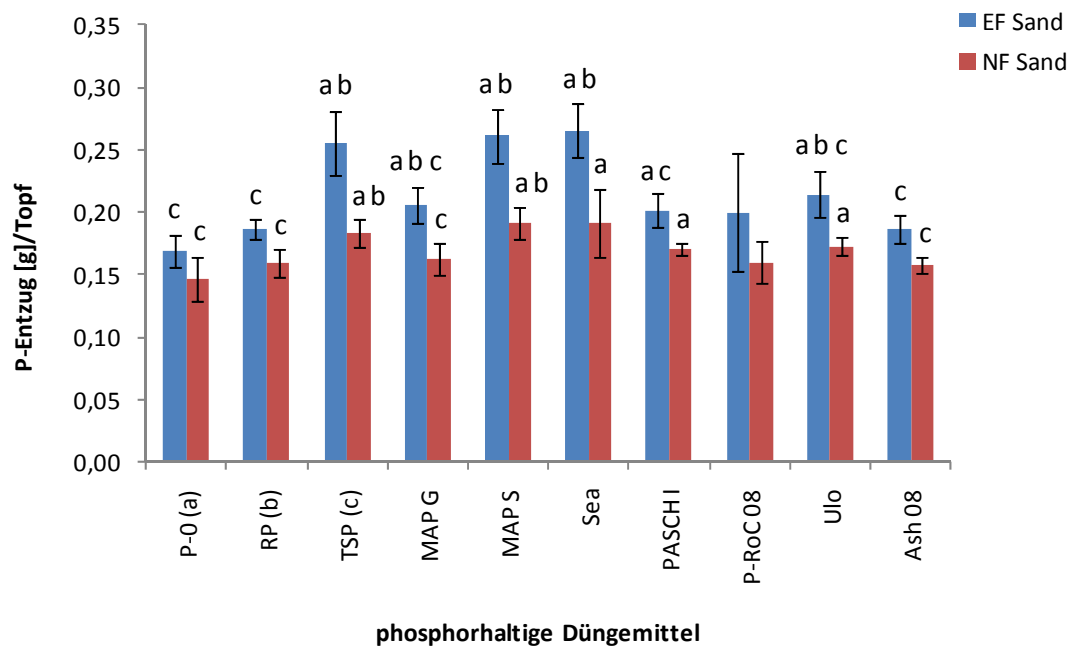


Abbildung 5.27: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der ersten Versuchsreihe auf Sandboden in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)

Die ungedüngte P-0-Variante weist hierbei sowohl in der Erstfrucht, als auch in der Nachfrucht den geringsten P-Entzug auf und zeigt signifikante Unterschiede zum TSP-Dünger. Auch die Rohphosphat-Variante zeigt im Vergleich zum TSP einen signifikant geringeren Entzug in der Erst- und in der Nachfrucht. Die Produkte MAP Gifhorn und Ulophos zeigen in der Erstfrucht signifikant höhere P-Entzüge als die zwei Kontrollvarianten P-0 und RP, liegen aber signifikant unterhalb von TSP. Die Produkte MAP Stuttgart und Seaborne weisen in der Erstfrucht ebenfalls signifikant höhere P-Entzüge auf als die ungedüngte P-0-Variante und das Rohphosphat und sind vergleichbar mit TSP. Das Produkt PASCH I zeigt in der Erstfrucht signifikant höhere P-Entzüge als die P-0- und die RP-Variante, das Produkt Ash Dec 2008 signifikant geringere Entzüge als der Referenzdünger TSP. Für das Produkt P-RoC 2008 zeigen sich sowohl in der Erstfrucht als auch in der Nachfrucht keine signifikanten Unterschiede zu den P-Entzügen der drei Kontrollvarianten.

In der Nachfrucht zeigen sich für alle Produkte des P-Recyclings und für die drei Kontrolldünger geringere P-Entzüge als in der Erstfrucht. Die Produkte MAP Gifhorn und Ash Dec 2008 weisen hierbei signifikant geringere P-Entzüge auf als der TSP-Dünger, die Produkte P-RoC 2008, PASCH I und Ulophos zeigen signifikant höhere P-Entzüge als die P-0-Variante, die Produkte MAP Stuttgart und Seaborne einen signifikant höheren P-Entzug gegenüber der P-0-Variante und dem Rophosphat.

Die im Vergleich zu den Produkten des P-Recyclings (signifikant) geringeren P-Entzüge von P-0 und dem Rohphosphat in der Erst- und Nachfrucht auf Sand überraschen nicht, da den Pflanzen auf dem ungedüngten Boden der Variante P-0 weniger P zur Verfügung steht, als in den P-gedüngten Gefäßen. Auch Rohphosphat verfügt über eine schlechte Düngewirkung in der Erstfrucht, da es aufgrund seiner apatitischen Struktur eine geringe Löslichkeit aufweist und erst mit zunehmender Verweilzeit im Boden seine Wirkung entfaltet. Die untersuchten Produkte des P-Recyclings zeigen somit im Vergleich zu diesen beiden Kontrollvarianten überwiegend signifikant höhere P-Entzüge.

Die Produkte MAP Stuttgart und Seaborne zeigen im Gegensatz zu den übrigen Produkten der ersten Versuchsreihe in der Erstfrucht sehr hohe P-Entzüge, welche vergleichbar mit dem P-Entzug des TSP-Düngers sind.

In der Nachfrucht sind die P-Entzüge in allen Gefäßen geringer als in der Erstfrucht, da in dieser bereits eine gewisse Menge an P entzogen wurde. Auch hier zeigen die untersuchten Produkte des P-Recyclings in der Regel (signifikant) höhere P-Entzüge als die ungedüngte Kontrollvariante P-0 und das Rohphosphat. Im Vergleich zum TSP sind die P-Entzüge nicht immer signifikant, was einerseits auf eine ähnlich gute Langzeitverfügbarkeit der Produkte hinweist, z.T. aber auch aus der hohen Standardabweichung herrührt, die hier im Falle des Produktes P-RoC 2008 besonders hoch ausfällt.

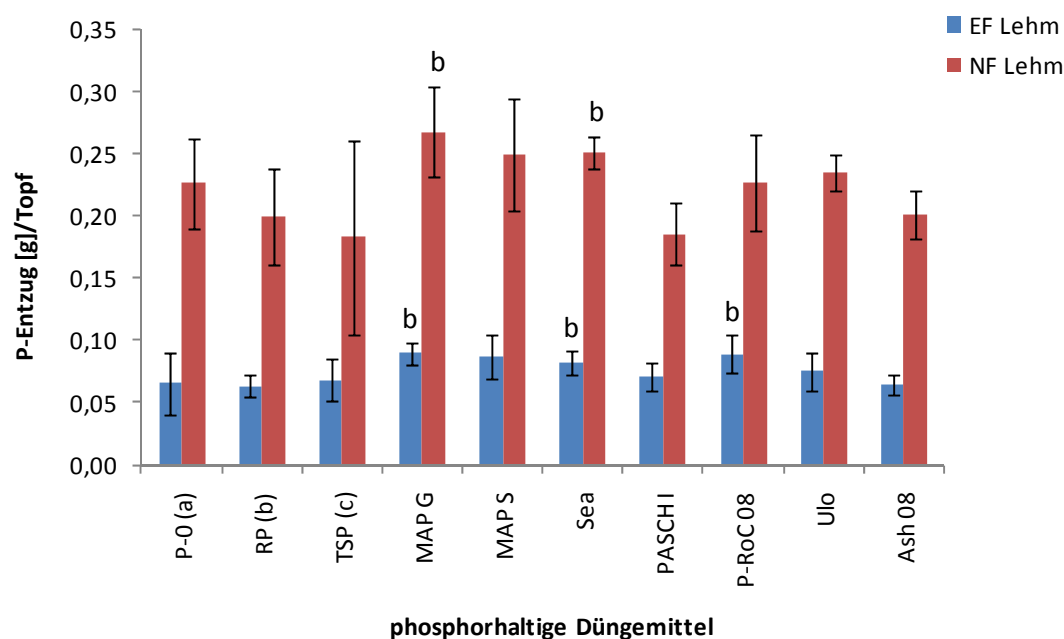


Abbildung 5.28: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der ersten Versuchsreihe auf Lösslehm I in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)

In der Erstfrucht der ersten Versuchsreihe auf Lösslehm I liegen die P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings und der drei Vergleichsvarianten im Bereich zwischen 0,063 g/Topf (Rophosphat) und 0,090 g/Topf (MAP Gifhorn). In der Nachfrucht sind die P-Entzüge höher und liegen zwischen 0,183 g/Topf (TSP) und 0,268 g/Topf (MAP Gifhorn) (s. Abbildung 5.28).

Signifikante Unterschiede zu den Kontrollvarianten der Erstfrucht zeigen auf Lösslehm I lediglich die Produkte MAP Gifhorn, Seaborne und P-RoC 2008, die alle signifikant höhere P-Entzüge aufweisen, als die Rohphosphat-Variante.

Auch in der Nachfrucht zeigen nur zwei Produkte signifikante Unterschiede zu den Kontrollvarianten. Hier zeigen die Produkte MAP Gifhorn und Seaborne signifikant höhere Erträge als die Rohphosphat-Variante.

Auf Lösslehm I zeigen sich im Gegensatz zu den Versuchsvarianten auf Sandboden in der Nachfrucht höhere P-Entzüge als in der Erstfrucht. Diese weisen hierbei einen bis zu dreifach höheren P-Entzug auf, was darauf schließen lässt, dass das Phosphat aus den hier untersuchten Produkten des P-Recyclings auf dem Boden zunächst fixiert und erst nach längerer Verweildauer im Boden für die Pflanzen verfügbar wird. In der Erstfrucht zeigen sich hierbei kaum signifikante Unterschiede der Produkte des P-Recyclings zu den Kontrollvarianten P-0, RP und TSP, da die P-Entzüge der überwiegenden Varianten und die Spannweite der Standardfehler in einem ähnlichen Wertebereich liegen. Eine Ausnahme bilden die Produkte MAP Gifhorn, Seaborne und P-RoC 2008, welche im Vergleich zum Rohphosphat signifikant höhere P-Entzüge aufweisen. Mit Ausnahme der Produkte MAP Gifhorn und Seaborne, die hier ebenfalls signifikant höhere P-Entzüge im Vergleich zum Rohphosphat aufweisen, gilt dies auch in der Nachfrucht, wenngleich die P-Entzüge hier deutlich höher sind als in der Erstfrucht.

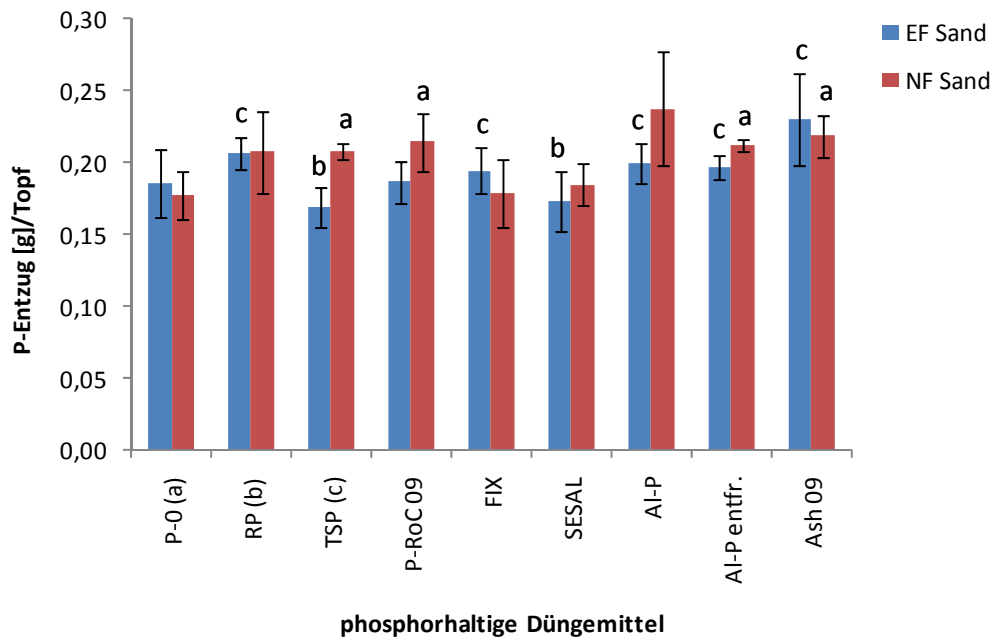


Abbildung 5.29: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der zweiten Versuchsreihe auf Sandboden in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)

Die P-Entzüge der zweiten Versuchsreihe auf Sandboden sind in Abbildung 5.29 dargestellt. In der Erstfrucht liegen die P-Entzüge zwischen 0,169 g/Topf (TSP) und 0,230 g/Topf (Ash Dec 2009). Die P-Entzüge der Nachfrucht liegen im Bereich zwischen 0,177 g/Topf (P-0) und 0,238 g/Topf (Al-P).

In der Erstfrucht weisen die Produkte FIX-Phos, Al-P, Al-P_{entfrachtet} und Ash Dec 2009 sowie das Rohphosphat signifikant höhere P-Entzüge auf als die TSP-Referenzvariante. Das Produkt SESAL-Phos zeigt einen signifikant geringeren P-Entzug als das Rohphosphat. Signifikante Unterschiede zum P-Entzug der P-0-Variante zeigen sich in der Erstfrucht hingegen nicht.

In der Nachfrucht weisen die Produkte P-RoC 2009, Al-P_{entfrachtet}, Ash Dec 2009 sowie die TSP-Variante signifikant höhere P-Entzüge auf als die ungedüngte P-0-Variante. Signifikante Unterschiede zwischen den untersuchten Produkten des P-Recyclings und den beiden Referenzdüngern RP und TSP zeigen sich in der Nachfrucht auf Sandboden jedoch nicht.

Die Ergebnisse der zweiten Versuchsreihe auf Sandboden liefern ungewöhnliche P-Entzüge in den Kontrollvarianten. Anders als erwartet zeigt sich hier für den TSP-Dünger in der Erstfrucht ein geringerer P-Entzug, als für P-0 und Rohphosphat. In der Nachfrucht ist der P-Entzug des TSP etwa gleich dem des Rohphosphates und höher als der von P-0. Die Gründe hierfür sind unklar. Da es sich hier um den gleichen Sandboden handelt wie in der 1. Versuchsreihe, hätten die Maispflanzen auch vergleichbare P-Entzüge aufweisen müssen.

Erklärungsansätze könnten die Frische des Bodenmaterials (in der 2. Versuchsreihe bereits mit einjähriger Lagerung) oder auch die unterschiedlichen Wuchsbedingungen im Gewächshaus (andere Temperatur- und Sonneneinwirkung als in der 1. Versuchsreihe) liefern. Die untersuchten Produkte des P-Recyclings in der 2. Versuchsreihe zeigen in der Erstfrucht somit überwiegend höhere P-Entzüge als das TSP und geringere P-Entzüge als das Rohphosphat. In der Nachfrucht ist der P-Entzug erwartungsgemäß in der P-0-Variante am geringsten, so dass die Produkte in der Vergleichsbetrachtung hier signifikant höhere P-Entzüge aufweisen. Signifikante Unterschiede zur TSP-Variante zeigen sich in der Nachfrucht jedoch nicht.

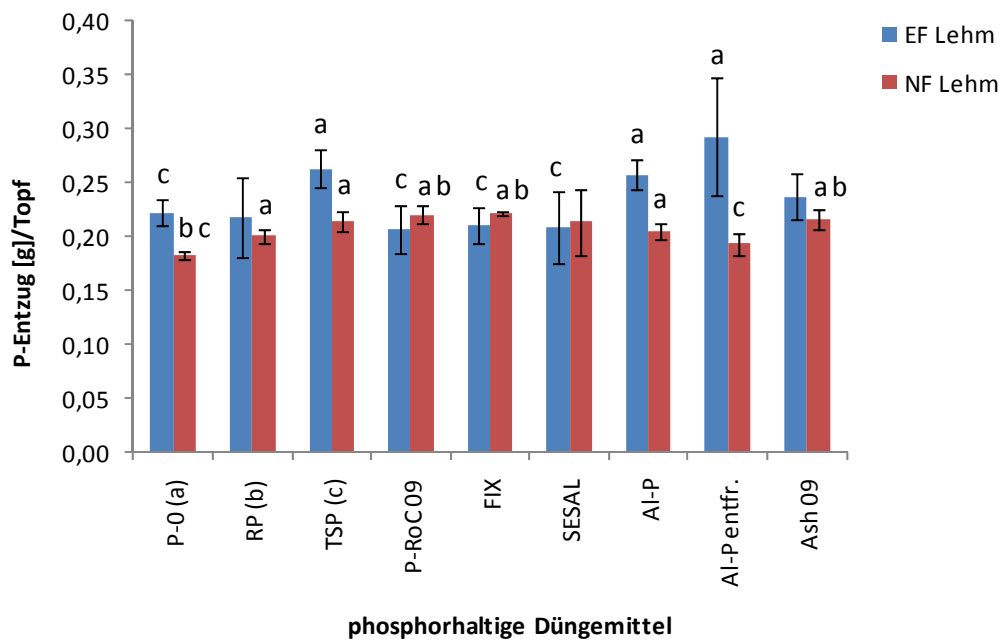


Abbildung 5.30: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der zweiten Versuchsreihe auf Lösslehm II in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)

Auf Lösslehm II der zweiten Versuchsreihe liegt die Spannweite der P-Entzüge in der Erstfrucht zwischen 0,207 g/Topf (P-RoC 2009) und 0,293 g/Topf (Al-P_{entfrachtet}). In der Nachfrucht liegen die P-Entzüge im Bereich zwischen 0,182 g/Topf (P-0) und 0,222 g/Topf (FIX-Phos).

In der Erstfrucht zeigen die Produkte Al-P, Al-P_{entfrachtet} sowie der TSP-Dünger signifikant höhere P-Entzüge als die ungedüngte P-0-Variante. Die Produkte P-RoC 2009, FIX-Phos und SESAL-Phos weisen signifikant geringere P-Entzüge auf als die TSP-Referenzvariante. Signifikante Unterschiede zu den P-Entzügen der Rohphosphat-Variante in der Erstfrucht zeigen sich für keines der untersuchten Produkte des P-Recyclings.

In der Nachfrucht sind die P-Entzüge der beiden Referenzdünger RP und TSP sowie des Produktes Al-P signifikant höher als die der P-0-Variante. Die Produkte P-RoC 2009, FIX-Phos und Ash Dec 2009 zeigen signifikant höhere P-Entzüge als die P-0 und die RP-Variante. Für das Produkt Al-P_{entfrachtet} zeigt sich im Vergleich zum TSP ein signifikant geringerer P-Entzug.

Auf Lösslehm II zeigt sich für P-0 und das Rohphosphat ein vergleichbares Entzugsniveau. Der P-Entzug für TSP ist im Vergleich zu diesen beiden Kontrollvarianten in der Erst- und Nachfrucht erwartungsgemäß am höchsten. Die untersuchten Produkte des P-Recyclings zeigen in der Erstfrucht überwiegend (signifikant) höhere P-Entzüge als P-0 und (signifikant) geringere P-Entzüge als TSP. Eine Ausnahme bildet hierbei das Produkt Al-P_{entfrachtet}, welches im Vergleich zum TSP zwar einen höheren P-Entzug aufweist, der aufgrund der hohen Standardabweichung jedoch nicht signifikant ist.

In der Nachfrucht der 2. Versuchsreihe zeigen sich für die Produkte des P-Recyclings überwiegend P-Entzüge im Bereich zwischen denen des Rohphosphates und des TSP, die in ihrem Wertebereich jedoch relativ nahe beieinander liegen. Die Variante P-0 weist in der Nachfrucht den geringsten P-Entzug auf, so dass die meisten Produkte in der Nachfrucht hier signifikant höhere P-Entzüge zeigen.

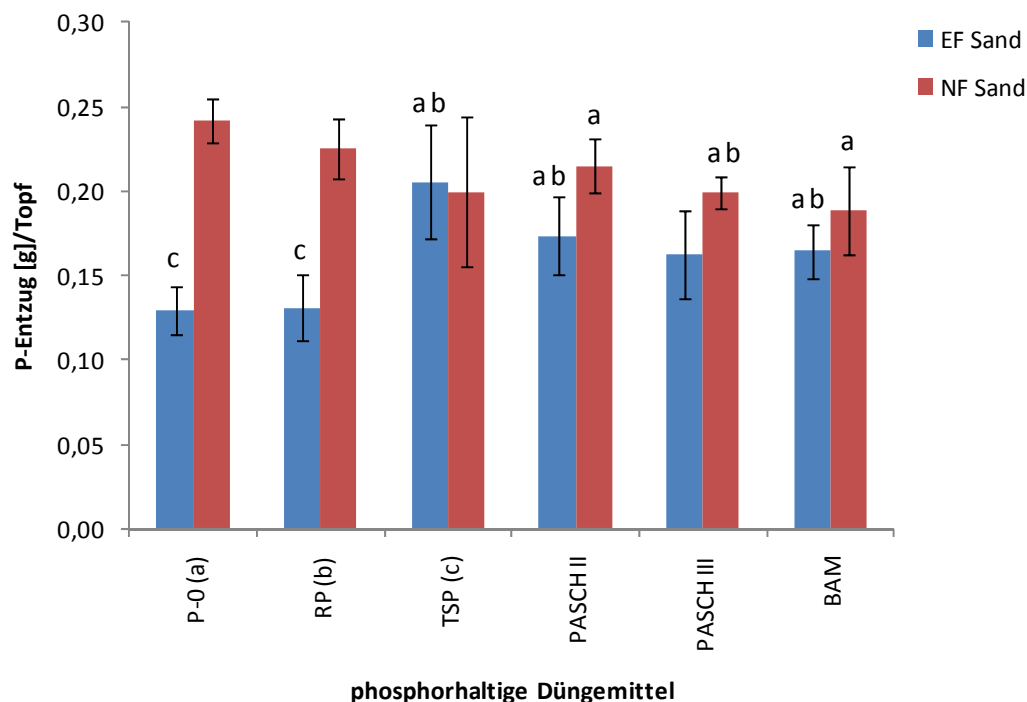


Abbildung 5.31: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der dritten Versuchsreihe auf Sandboden in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)

Die P-Entzüge der dritten Versuchsreihe auf Sandboden liegen in der Erstfrucht im Bereich zwischen 0,129 g/Topf (P-0) und 0,206 g/Topf (TSP). In der Nachfrucht zeigt sich für die P-Entzüge eine Spannweite zwischen 0,189 g/Topf (BAM) und 0,242 g/Topf (P-0).

In der Erstfrucht weisen die P-0- und die Rohphosphat-Variante die geringsten P-Entzüge auf. Die Produkte PASCH II und BAM sowie das TSP zeigen im Vergleich zu diesen beiden somit signifikant höhere P-Entzüge. In der Nachfrucht weist die P-0 Variante den höchsten P-Entzug auf. Die Produkte PASCH II und BAM zeigen gegenüber dieser signifikant geringere P-Entzüge. Das Produkt PASCH III hat einen signifikant geringeren P-Entzug als die P-0- und die Rohphosphat-Variante.

Auch die 3. Versuchsreihe liefert, wie bereits die 2. Versuchsreihe, unerwartete Ergebnisse. Während die ungedüngte P-0-Variante und das Rohphosphat in der Erstfrucht die geringsten P-Entzüge aufweisen und das TSP den höchsten P-Entzug zeigt, sind die P-Entzüge dieser beiden Varianten in der Nachfrucht unerwarteterweise am höchsten. Mit Ausnahme von PASCH III, welches eine hohe Standardabweichung aufweist, zeigen die Produkte des P-Recyclings in der Erstfrucht hier also signifikant höhere P-Entzüge als P-0 und RP. In der Nachfrucht sind die P-Entzüge der untersuchten Produkte dementsprechend geringer als bei diesen beiden Kontrollvarianten. Die Gründe hierfür sind unklar und könnten im Zusammenhang mit der Lagerung des Sandbodens sowie den verschiedenartigen Bedingungen im Gewächshaus stehen (s.o.).

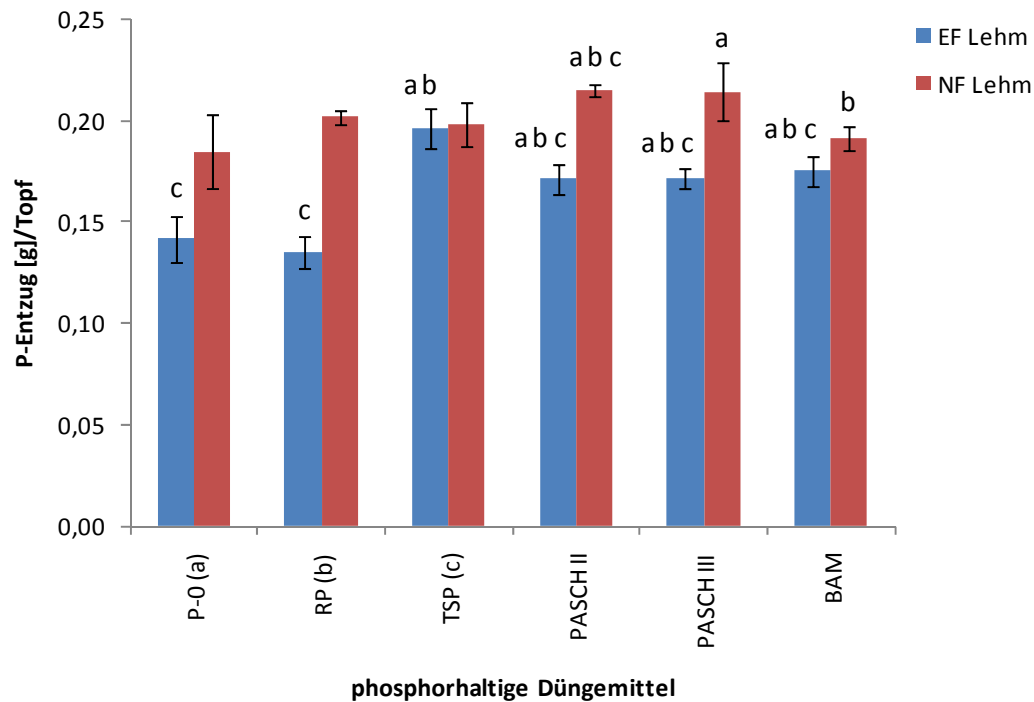


Abbildung 5.32: P-Entzüge der Produkte des P-Recyclings [g]/Topf der dritten Versuchsreihe auf Lösslehm II in der Erstfrucht (EF) und der Nachfrucht (NF) im Vergleich zu den Kontrollvarianten P-0, Rohphosphat und TSP (signifikante Unterschiede durch die Buchstaben a, b und c markiert)

Abbildung 5.32 zeigt die P-Entzüge der untersuchten Produkte des P-Recyclings aus der dritten Versuchsreihe auf Lösslehm II sowie die entsprechenden drei Kontrollvarianten P-0, RP und TSP.

In der Erstfrucht liegen die P-Entzüge zwischen 0,135 g/Topf (RP) und 0,196 g/Topf (TSP). In der Nachfrucht sind die P-Entzüge höher und liegen im Bereich zwischen 0,184 g/Topf (P-0) und 0,215 g/Topf (PASCH II).

In der Erstfrucht zeigen das Rohphosphat und die P-0-Variante die geringsten P-Entzüge. Das TSP hat im Vergleich zu diesen beiden einen signifikant höheren P-Entzug. Die Produkte PASCH II, PASCH III und BAM zeigen gegenüber RP und P-0 ebenfalls signifikant höhere P-Entzüge. Im Vergleich zum TSP sind deren P-Entzüge in der Erstfrucht jedoch signifikant geringer.

In der Nachfrucht zeigt sich für das Produkt PASCH II ein signifikant höherer P-Entzug im Vergleich zu allen drei Kontrollvarianten. PASCH III hat einen signifikant höheren P-Entzug als P-0, das Produkt BAM weist einen signifikant geringeren P-Entzug auf als das Rohphosphat.

Wie bereits oben für den Sandboden dargestellt, sind die Ergebnisse der P-0- und Rohphosphat-Varianten in der Nachfrucht unerwartet und lassen sich nur schlecht erklären. In der Erstfrucht sind die P-Entzüge dieser beiden Kontrollen erwartungsgemäß am

geringsten. Die Produkte zeigen (signifikant) höhere P-Entzüge. In der Nachfrucht sind die Entzüge von P-0 und RP unerwartet hoch und liegen somit eher im Wertebereich der untersuchten Produkte des P-Recyclings und des TSP. Die Entzüge der Produkte sind dennoch signifikant höher als die P-Entzüge dieser beiden Varianten.

Die Ergebnisse verdeutlichen erneut, dass sich die untersuchten Produkte des P-Recyclings in ihren Eigenschaften stark voneinander unterscheiden. Dies betrifft nicht nur die Schadstoffbelastung (vgl. Kapitel 5.2.1), sondern wie hier gezeigt auch deren Düngewirkung. Einige Produkte weisen eine vergleichbar gute Düngewirkung auf wie ein TSP-Dünger. Unterschiede zwischen diesem und den Produkten des P-Recyclings bestehen hierbei jedoch insbesondere noch in der Erst- und Nachfruchtwirkung. Ferner haben die Ergebnisse verdeutlicht, dass die Bodenart für die P-Aufnahme vom Boden in die Pflanzen und somit für den P-Entzug eine wichtige Rolle spielt.

Insgesamt konnte jedoch gezeigt werden, dass die untersuchten Produkte des P-Recyclings in der Regel höhere P-Entzüge bedingen, als ein ungedüngter oder mit Rohphosphat gedüngter Boden.

Da für die Düngewirkung der Produkte des P-Recyclings vor allem die Düngewirkung eines TSP-Düngers als Bezugsgröße gewählt wird, soll im Folgenden daher noch die Ertragswirkung der Produkte des P-Recyclings im Vergleich zu der des TSP betrachtet werden.

Abbildung 5.33 zeigt die prozentualen Ertragsabweichungen der untersuchten Produkte des P-Recyclings zum Ertrag des TSP-Referenzdüngers auf Sandboden. Betrachtet wurde hierbei jeweils der Ertrag der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF). Der TSP-Ertrag der entsprechenden Versuchsreihen wurde jeweils gleich 100% gesetzt, die Erträge der Düngervarianten wurden diesem in Form von positiven oder negativen Abweichungen gegenüber gestellt.

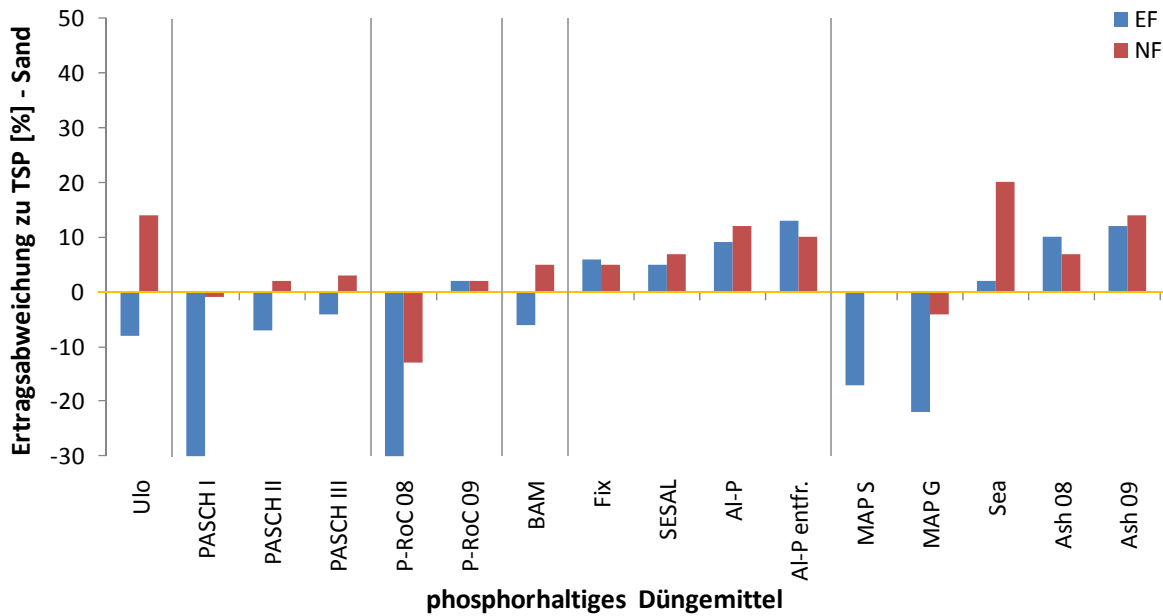


Abbildung 5.33: Ertrags-Abweichungen der Sekundärrohstoffe zum Triple-Superphosphat [%] der Erstfrucht (EF) und Nachfrucht (NF) auf Sandboden

Die Grafik bildet zum einen ab, welche Produkte des P-Recyclings im Vergleich zur TSP-Referenz einen Mehrertrag bzw. geringeren Ertrag erbracht haben, zum anderen erteilt sie Auskünfte darüber, ob die untersuchten Produkte des P-Recyclings eine bessere Sofortwirkung zeigen, oder ob sie eine langfristige P-Düngewirkung gewährleisten.

Die Ertragsabweichungen der Produkte des P-Recyclings zum TSP sind für die einzelnen Düngervarianten sehr verschieden. Die Produkte Ulophos, PASCH II, PASCH III und BAM zeigen gegenüber der TSP-Variante einen geringeren Ertrag in der Erstfrucht und einen Mehrertrag in der Nachfrucht. Diese Dünger scheinen auf Sandboden demnach eher als Langzeitdünger/Depotdünger einsetzbar. Die negativen Ertragsabweichungen liegen hierbei zwischen -4% (PASCH III) und -8% (Ulophos). Die positiven Abweichungen bewegen sich im Wertebereich zwischen 2% (PASCH II) und 14% (Ulophos).

Die Produkte PASCH I, P-RoC 2008, MAP Stuttgart und MAP Gifhorn zeigen rein negative Ertragsabweichungen zur TSP-Referenz, wobei die Erträge der Erstfrucht jeweils geringer ausfallen, als die der Nachfrucht. Diese Produkte scheinen im Vergleich zu TSP auf Sand daher als ungeeigneter zur Phosphor-Düngung. Die Abweichungen in der Erstfrucht liegen bei -17% (MAP Stuttgart) bis -30% (PASCH I, P-RoC 2008), die Erträge der Nachfrucht weichen um -1% (PASCH I) und -13% vom TSP ab. Das Produkt MAP Stuttgart zeigt in der Nachfrucht hingegen keine Ertragsabweichung.

Für alle übrigen Produkte des P-Recyclings zeigt sich der umgekehrte Fall. Sie weisen im Vergleich zum TSP-Dünger durchweg Mehrerträge auf, die in der Erstfrucht im Wertebereich zwischen 2% (P-RoC 2009, Seaborne) und 13% (AI-P_{entfrachtet}) und in der Nachfrucht im Bereich von 2% (P-RoC 2009) und 20% (Seaborne) liegen. Zwischen der Erst- und der

Nachfrucht zeigen sich für diese Produkte insgesamt jedoch kaum Ertragsunterschiede. Sie scheinen auf Sandboden demnach sowohl über eine gute Sofortwirkung, als auch über eine gute Langzeitdüngewirkung zu verfügen. Eine Ausnahme bildet hierbei das Produkt Seaborne, welches gegenüber der Erstfrucht in der Nachfrucht einen um 18% höheren Ertrag aufweist. Mit einem nur geringen Mehrertrag von 2% in der Erst- und der Nachfrucht zeigt das Produkt P-RoC 2009 hingegen fast identische Erträge, wie der untersuchte TSP-Referenzdünger.

Die nachfolgende Grafik (Abbildung 5.34) zeigt die Erträge der Dünger-Varianten auf Lehm Boden analog zu den oben dargestellten Ergebnissen auf Sandboden.

Wie bereits auf dem untersuchten Sandboden zeigen die getesteten Produkte des P-Recyclings auch auf Lehm Boden sehr variable Ertragsniveaus. Für die meisten Produkte ist in der Erstfrucht im Vergleich zum TSP-Dünger ein z. T. erheblich geringerer Ertrag zu verzeichnen, in der Nachfrucht hingegen ein teils deutlicher Mehrertrag. Die negativen Abweichungen liegen im Bereich zwischen -1% (Ulophos, PASCH II) und -20% (Ash Dec 2009). Die Mehrerträge bewegen sich im Wertebereich zwischen 2% (PASCH II, P-RoC 2009) und 39% (Ulophos). Im Vergleich zum TSP zeichnen sich all diese Produkte des P-Recyclings auf Lehm Boden demnach durch eine gute Phosphor-Langzeitdüngewirkung aus.

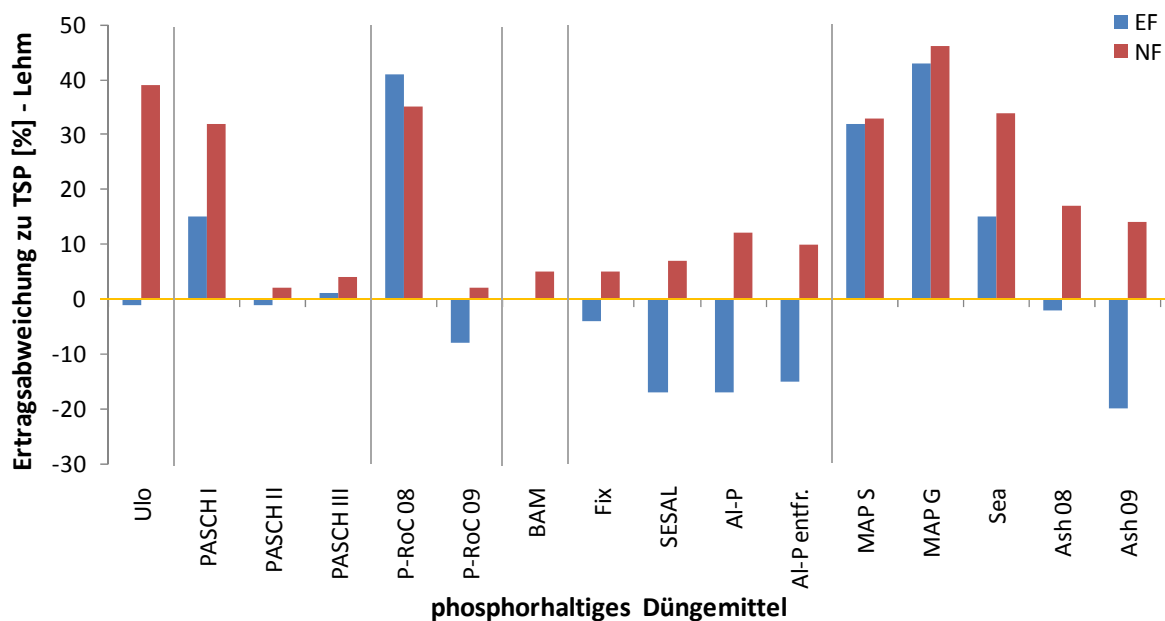


Abbildung 5.34: Ertrags-Abweichungen der Sekundärrohstoffe zum Triple-Superphosphat [%] der Erstfrucht (EF) und Nachfrucht (NF) auf Lehm Boden

Gegenüber der TSP-Referenz zeigen die übrigen Produkte des P-Recyclings auf Lehm Boden ausschließlich Mehrerträge. Mit Ausnahme des Produktes P-RoC 2008, sind auch diese in der Nachfrucht höher als in der Erstfrucht. Die Ertragsunterschiede zwischen der Erst- und Nachfrucht variieren hierbei düngerspezifisch und liegen im Bereich zwischen

1% (PASCH III) und 43% (MAP Gifhorn) in der Erstfrucht und zwischen 4% (PASCH III) und 46% (MAP Gifhorn) in der Nachfrucht. Das Produkt BAM zeigt in der Erstfrucht hingegen keinen Ertragsunterschied zur TSP-Variante.

Da die Streuung der einzelnen Versuchswiederholungen sehr hoch war, konnten die Ertragsunterschiede der untersuchten Produkte des P-Recyclings zur TSP-Referenz auf beiden Versuchsböden jedoch nicht statistisch abgesichert werden.

5.2.5 Transferfaktoren

Das folgende Kapitel zeigt die Ergebnisse der Gefäßversuche zum Schwermetall-Transfer aus dem Dünger-Boden-Gemisch in die Versuchspflanzen. Hierbei wird erläutert, wie die in den Produkten enthaltenen Schwermetalle auf die Pflanzen einwirken. Anhand von Summen-Transferfaktoren (TF_{Σ}), die aus den Transferfaktoren der Schadelemente Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium und Blei ermittelt wurden (vgl. Kapitel 5.1.8.2), soll die Aufnahme der Schadelemente aus den getesteten Produkte des P-Recyclings in die Versuchspflanzen dargestellt und erklärt werden. Dabei gilt: je höher der Transferfaktor TF_{Σ} ist, desto höher ist der Transfer von Schadelementen aus dem Boden in die Pflanze. Grundlage der Berechnung nach Gleichung 2 und Gleichung 3 waren jeweils die Schwermetall-Gesamtgehalte der Dünger-Boden-Gemische (s. Anhang, Tabelle A 5 bis Tabelle A 10) sowie die Schwermetallgehalte der Pflanzen (s. Tabelle A 19 bis Tabelle A 24) für jede Düngervariante. Die Transferfaktoren der einzelnen Elemente sind in Tabelle A 25 bis Tabelle A 30 aufgeführt. Tabelle 5.11 liefert eine Übersicht über die berechneten Transferfaktoren der untersuchten Düngemittel in Erst- und Nachfrucht der drei unterschiedlichen Versuchsreihen auf Sand- und Lehmboden. Insgesamt lassen sich die drei Kernaussagen ablesen:

1. Die Summen-Transferfaktoren der Erstfrucht sind höher als die Transferfaktoren der Nachfrucht.
2. Die Summen-Transferfaktoren sind auf Sandboden um ein Mehrfaches höher als auf Lehmboden.
3. Die Summen-Transferfaktoren der Referenzdünger TSP und RP variieren in den drei Versuchsreihen.

Tabelle 5.11: Summen-Transferfaktoren TF_{Σ} ausgewählter Schwermetalle für Erst- und Nachfrucht (EF, NF) in den drei Versuchsreihen (VR) auf Sand- und Lehmboden, * EF und NF signifikant verschieden, ** Produkt signifikant verschieden zur TSP-Variante

	Produktname	TF_{Σ} - Sandboden		TF_{Σ} - Lehmboden	
		EF	NF	EF	NF
1. VR	TSP I	11,16 ± 2,13 **	6,95 ± 1,50	1,99 ± 0,25 *	1,06 ± 0,34
	RP I	10,73 ± 1,29 **	6,98 ± 0,44	1,92 ± 0,15 *	0,85 ± 0,16 **
	MAP Gifhorn	15,12 ± 1,02 **	6,88 ± 1,05	2,36 ± 0,08 *	0,70 ± 0,19
	MAP Stuttgart	16,72 ± 2,65	12,06 ± 5,79	2,22 ± 0,15 *	1,60 ± 0,00
	Seaborne	11,84 ± 2,16	8,43 ± 1,07	1,74 ± 0,13 *	0,82 ± 0,08
	PASCH I	11,85 ± 1,25 *	7,00 ± 1,21	2,01 ± 0,33 *	0,93 ± 0,11
	P-RoC 08	16,12 ± 1,35 *	7,59 ± 1,13	1,89 ± 0,23 *	0,96 ± 0,00
	Ulophos	12,78 ± 2,62 *	8,18 ± 0,75	2,04 ± 0,47 *	0,90 ± 0,03
	Ash Dec 08	10,04 ± 1,18	7,47 ± 1,88	2,15 ± 0,17 *	0,95 ± 0,24
2. VR	TSP II	12,87 ± 2,31 *	3,68 ± 0,58	2,94 ± 0,12 *	2,03 ± 0,23
	RP II	12,67 ± 1,66 *	10,34 ± 3,91 **	3,76 ± 1,07 *	2,30 ± 0,04
	P-RoC 09	13,30 ± 3,90 *	4,15 ± 0,92	2,42 ± 0,67	2,23 ± 0,20
	FIX-Phos	9,48 ± 0,72 *	4,19 ± 0,25	2,59 ± 0,34	2,25 ± 0,36
	SESAL-Phos	11,86 ± 1,85 *	3,64 ± 1,18	4,10 ± 1,71	2,72 ± 0,24 **
	Al-Pentfrachtet	12,48 ± 2,03 *	6,80 ± 2,42	6,79 ± 2,42 *	2,79 ± 0,31
	Al-P	15,06 ± 3,54 *	3,95 ± 1,06	5,80 ± 0,69 **	1,83 ± 0,23
	Ash Dec 09	14,93 ± 4,14 *	4,37 ± 0,69	4,30 ± 0,62 **	1,78 ± 0,24
3. VR	TSP III	14,55 ± 1,12 *	8,57 ± 1,48	4,32 ± 0,55 *	1,21 ± 0,34
	RP III	16,51 ± 1,03 **	4,99 ± 1,10 **	4,32 ± 0,51 *	1,38 ± 0,20
	PASCH II	16,72 ± 1,96 *	6,92 ± 1,57	5,20 ± 0,43 *	1,31 ± 0,10
	PASCH III	18,10 ± 1,39 **	6,83 ± 2,46	6,59 ± 0,44 *	1,27 ± 0,26
	BAM	14,95 ± 2,08 *	7,09 ± 2,97	4,10 ± 0,34 *	1,30 ± 0,32

Bereits die zur Kontrolle eingesetzten Referenzdünger RP und TSP, die den Böden jeweils in identischer Menge (60 mg/kg Boden) beigemischt wurden und somit erwartungsgemäß konstante Transferfaktoren zeigen sollten, weichen in den drei Versuchsreihen untereinander stark ab. Sowohl auf dem Sandboden, als auch auf den Lehmböden nehmen sie in der Erstfrucht von der ersten bis zur dritten Versuchsreihe zu. Auf den Sandvarianten steigen die Transferfaktoren des TSPs somit von 11,16 in der 1. Versuchsreihe bis auf 14,55 in der 3. Versuchsreihe an, die Transferfaktoren des RPs von 10,73 bis auf 16,51.

Zur Betrachtung der Summen-Transferfaktoren der Lehmvarianten ist zu beachten, dass der Lösslehm I nach der ersten Versuchsreihe durch Lösslehm II ersetzt wurde und somit nur die Transferfaktoren der zweiten und dritten Versuchsreihe vollständig miteinander vergleichbar

sind. Der Schwermetall-Transfer vom Boden in die Pflanzen nimmt hier in der Erstfrucht zwar ebenfalls zu, allerdings sind die Transferfaktoren viel geringer, als auf Sand. In der Nachfrucht zeigt sich auf beiden Bodentypen keine kontinuierliche Zunahme der Summen-Transferfaktoren von der 1. bis zur 3. Versuchsreihe.

Die Höhe der Summen-Transferfaktoren der einzelnen Produkte variiert analog der Elementgehalte und Konzentrationen, die zur Berechnung herangezogen wurden.

Die Summen-Transferfaktoren der Erstfrucht auf Sand liegen im Bereich zwischen 9,48 (FIX-Phos) und 18,10 (PASCH III). Der Schwermetall-Transfer vom Boden in die Pflanze ist für das Produkt PASCH III folglich doppelt so hoch wie der Transfer für das Düngerprodukt FIX-Phos. Die Summen-Transferfaktoren der Nachfrucht auf Sand liegen im Wertebereich zwischen 3,64 und 12,06. Sie sind somit bereits erheblich geringer als die der Erstfrucht.

Auf Lehmboden zeigen sich für die untersuchten Düngemittel in der Erstfrucht Summen-Transferfaktoren im Bereich von 1,74 (Seaborne) bis 6,79 (Al-P_{entfrachtet}). Die Transferfaktoren der Nachfrucht auf Lehm bewegen sich im Bereich zwischen 0,70 und 2,79 und sind ebenfalls deutlich geringer als die der Erstfrucht.

In allen drei Versuchsreihen zeigt sich, dass der Schwermetall-Transfer aus dem Boden-Dünger-Gemisch in die Versuchspflanzen in der Erstfrucht höher ist als der Schwermetall-Transfer in der Nachfrucht. Dieses Ergebnis konnte für alle Produkte des P-Recyclings mit Ausnahme der Produkte MAP Stuttgart und Ash Dec 2008 auf Sand und den Produkten P-RoC 2009, FIX-Phos und SESAL-Phos auf Lehm statistisch mittels Signifikanztest abgesichert werden. Aufgrund starker Abweichungen der Versuchswiederholungen untereinander oder gleichen Wertebereichen der Testvariablen waren die Summen-Transferfaktoren der Erst- und Nachfrucht für diese Produkte nicht signifikant verschieden.

Zwischen den Transferfaktoren der TSP-Varianten und denen der Produkte des P-Recyclings besteht ebenfalls kein signifikanter Unterschied, wobei die Signifikanzen immer nur zum entsprechenden TSP-Summen-Transferfaktor der einzelnen Versuchsreihen getestet wurde. Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass die untersuchten Sekundärrohstoffdünger bezüglich des Schwermetall-Transfers in die Pflanze gegenüber dem handelsüblichen Triple-Superphosphat-Dünger durchaus gleichwertig sind.

5.2.6 Verlagerung von Schwermetallen

Neben dem Transferpfad Boden-(Nutz)pflanze ist auch noch eine mögliche Verlagerung von Schadstoffen in Richtung Grundwasser zu berücksichtigen. Aufgrund der nur geringen Gesamtgehalte an organischen Schadstoffen (vgl. Kap. 5.2.1.5) wurde bei den Elutionsuntersuchungen auf die Bestimmung von organischen Kontaminanten verzichtet. Bei den Schwermetallen wurden für die Elutionsuntersuchungen gezielt die Produkte ausgewählt, die relative hohe Gesamtgehalte aufwiesen. Dazu gehören Ash Dec 2008 mit hohen Ni- und Zn-

Gehalten, Seaborne mit relativ hohem Zn-Gehalt und SESAL-Phos mit dem höchsten As-Gehalt aller Produkte. Zusätzlich wurde auch TSP untersucht, das den höchsten Cd-Gehalt sowie ebenfalls relativ hohe As- und Zn-Gehalte aufweist. Die beiden Al-P-Produkte, welche die insgesamt höchsten Pb, Cu- und Zn-Gehalte aufweisen, konnten nicht untersucht werden, da das vorhandene Material in den Inkubations- und Pflanzenversuchen aufgebraucht wurden. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse wurden mit der dreifachen Aufwandmenge im Vergleich zu den Inkubations- und Pflanzenversuchen erzielt. Neben einer realitätsnahen Perkolatlösung mit pH 5 wurde auch eine Perkolation bei pH 1 durchgeführt, um das Auswaschungspotenzial zu erfassen. Die Daten sind im Anhang in den Tabelle A 62 und Tabelle A 63 dargestellt.

Wie am Beispiel von As in Abbildung 5.35 gezeigt wird, kann bei sehr niedrigem pH tatsächlich eine hohe Konzentration an Schwermetallen im Eluat gemessen werden. Typisch ist auch der Verlauf mit einem Anstieg nach Beginn der Perkolation bis zum Peakmaximum und anschließend einem starken Abfall. Die gemessenen Konzentrationen liegen weit über den Prüfwerten nach BBODSCHV (2009) (s. Tabelle 5.12). Dennoch stellen sie hinsichtlich der Bewertung der Produkte des P-Recyclings kein Problem dar, da in der landwirtschaftlichen Praxis keine so niedrigen pH-Werte im Boden erreicht werden. Deutlich geringere Konzentrationen an Schwermetallen werden in den Eluaten bei pH 5 gemessen (Abbildung 5.36, Tabelle 5.12). Im Gegensatz zu den Perkolaten bei pH 1 sind bei pH 5 keine deutlichen Peakmaxima festzustellen. Die gemessenen Konzentrationen zeigen, mit Ausnahme von TSP, nur eine geringe Schwankung während des Perkulationszeitraums.

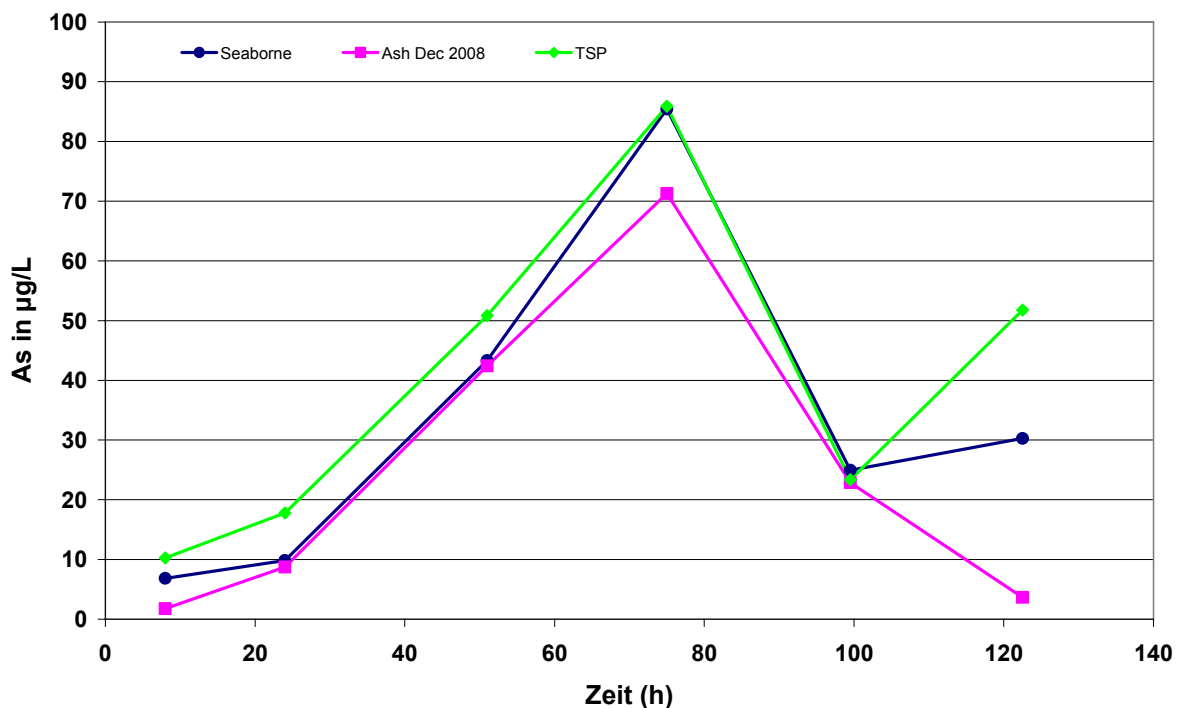


Abbildung 5.35: Perkolatkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] für As bei pH 1

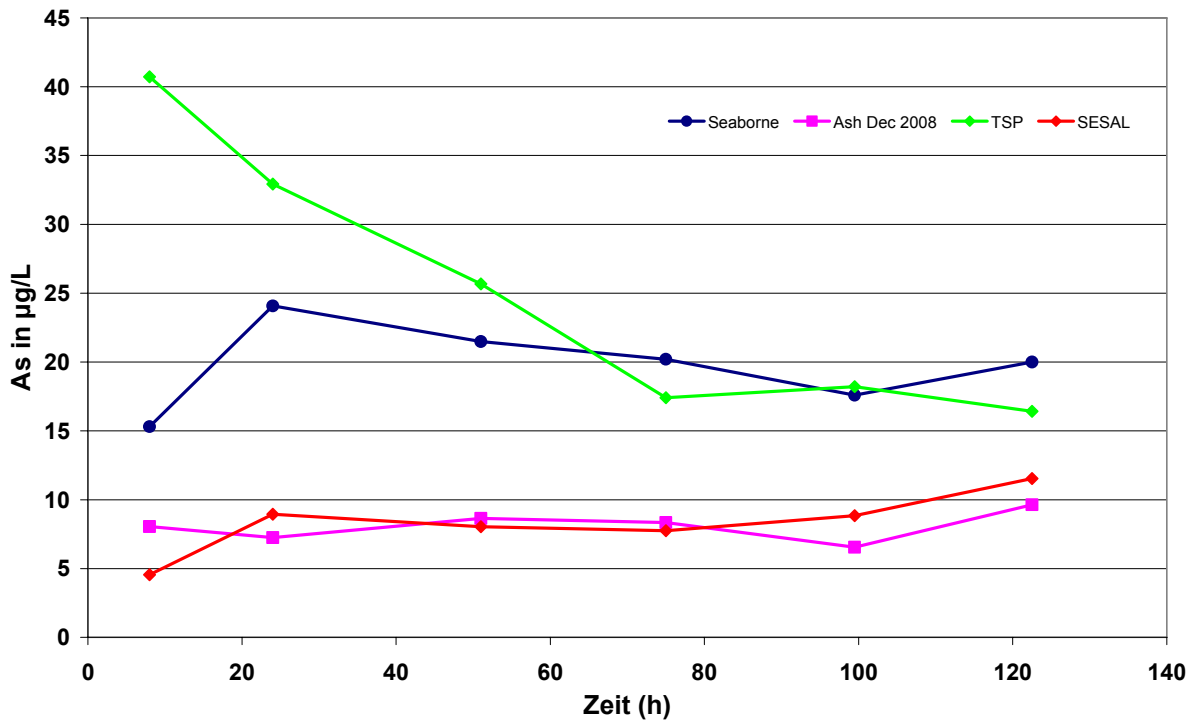


Abbildung 5.36: Perkolatkonzentrationen [µg/L] für As bei pH 5

Aufgrund der geringen Streuung der Perkolatkonzentrationen wurden die Einzelwerte zu Mittelwerten über die gesamte Perkolationsdauer zusammengefasst (s. Tabelle 5.12). Mit Ausnahme von As bei Seaborne und TSP sowie von Cu bei Seaborne liegen die gemessenen Konzentrationen zum Teil weit unterhalb der Prüfwerte nach BBodSchV (2009).

Tabelle 5.12: Mittlere Perkolatkonzentration bei pH 5 [µg/L] und Prüfwert nach BBodSchV (2009)

Parameter	Prüfwert	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
As	10	19,78	8,08	25,23	8,27
Cd	5	1,66	0,77	0,23	0,17
Cr	50	7,44	3,02	3,80	5,15
Cu	50	71,50	20,19	22,78	47,83
Ni	50	22,00	9,55	13,24	10,76
Pb	25	9,01	2,67	2,05	4,02
Zn	500	31,61	54,56	38,94	24,06

5.2.7 Technische Produktqualität

Neben der Düngewirkung und einer möglichen Schadstoffbelastung ist für die Verwendung als Dünger auch die technische Produktqualität von Bedeutung. Dabei spielt vor allem das Partikelspektrum sowie die Hygroskopie eine Rolle. Das Partikelspektrum ist für die Ausbringung mit dem Düngerstreuer von Bedeutung. Für die im Projekt untersuchten Produkte

des P-Recyclings wurde der Siebdurchgang bei 0,63 mm und 0,063 mm bestimmt. Da die meisten untersuchten Produkte in den Bereich der weicherdigen Rohphosphate fallen, sollte dort der Siebdurchgang bei 0,063 mm 90 % betragen (DÜMV, 2009).

Tabelle 5.13: Siebdurchgang der untersuchten Produkte bei 0,63 mm und 0,063 mm in % der Gesamtmasse

Probenbezeichnung	Frakt. <0,63mm	Frakt. <0,063mm
	%	%
PASCH I	90,8	20,10
P-RoC 2008	99,15	37,90
MAP Gifhorn	88	42,35
Seaborne	71,05	52,80
Ulophos	98,25	26,40
Ash Dec 2008	99,75	31,55
MAP Stuttgart	98,85	54,10
SESAL	92,45	28,55
P-RoC 2009	98,95	1,00
PASCH II	64,15	15,90
PASCH III	37,8	9,05

Wie in Tabelle 5.13 aufgeführt erreicht keines der getesteten Produkte des P-Recyclings diese Vorgabe und kann damit nach Düngemittelverordnung nicht als Dünger verwendet werden. Allerdings ist eine weitere Aufbereitung der Produkte, z. B. feinere Vermahlung, technisch ohne größere Probleme machbar, so dass bei einer Produktion im industriellen Maßstab die Vorgaben eingehalten werden können.

Ein weiterer wichtiger Punkt für die technische Handhabung ist die Lagerfähigkeit der Produkte. Bei der Lagerfähigkeit ist in erster Linie die Hygroskopie von Bedeutung, d. h. die Fähigkeit der Produkte Wasser aus der Umgebung, v.a aus der Umgebungsluft aufzunehmen.

Tabelle 5.14: Gewichtszunahme der Produkte bei vierwöchiger Lagerung

Produkt	Veränderung in %
Ulophos	0,03
Ash Dec 2008	0,27
TSP	0,11
PASCH 1	1,71
Seaborne	0,00
PASCH 2	6,61
P-RoC 2008	0,77
RP	0,00
SESAL	3,07
PASCH 3	1,18
MAP Stuttgart	0,04
FIX-Phos	0,00
P-RoC 2009	1,86
Ash Dec 2009	2,51
MAP Gifhorn	0,09

Wie Tabelle 5.14 zeigt, tritt nach vierwöchiger Lagerung (25 °C, 70% Luftfeuchtigkeit) nur eine geringe Gewichtszunahme und damit eine geringe Hygroskopie auf. Nur das Produkt PASCH II weist mit ca. 7 % eine etwas höhere Wasseraufnahme auf. Eine Verklumpung des Materials trat jedoch nicht auf. Die beiden Al-P-Produkte konnten aufgrund zu wenig gelieferten Materials nicht untersucht werden, allerdings wies das bei den Inkubations- und Pflanzenversuche verwendete Al-P_{entfrachtet} ein nahezu pastöse Konsistenz auf, die eine Einarbeitung erschwerte.

Mit Ausnahme von Al-P_{entfrachtet} sind damit von Seite der technischen Handhabung grundsätzlich alle Produkte des P-Recyclings für eine Verwendung mit herkömmlichen Düngerstreuern geeignet.

5.3 Zusammenfassende Diskussion

Die Untersuchungsergebnisse veranschaulichen deutlich, dass die geprüften Produkte des P-Recyclings durchaus als gleichwertige Alternative zu handelsüblichen Mineräldüngern, wie z. B. Triple-Superphosphat, angesehen werden können. Im Vergleich zu den Ausgangsklärschlamm und -aschen konnten im Rahmen der Herstellungsverfahren die Phosphorgesamtgehalte stark aufkonzentriert werden. Wie die Betrachtung der Schadeinheiten je kg Phosphor zeigte, kam es im Zuge der Behandlungen in den Produkte des P-Recyclings gleichzeitig zu einer erheblichen Reduktion der Schwermetallgehalte (s. Abbildung 5.4).

Trotzdem variieren die Testsubstrate herstellungsbedingt stark in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften. Generell sind thermisch produzierte von nasschemisch

hergestellten Produkten zu unterscheiden. Die rückgewonnenen Substrate liegen hierbei hauptsächlich in Form von sekundären oder tertiären Calcium-Phosphaten, Magnesium- oder Magnesiumammoniumphosphaten vor. Eine Rückgewinnung als Aluminiumphosphate ist ebenfalls möglich.

Mit Ausnahme der geprüften Aluminium-Phosphate zeigen die thermisch gewonnenen Produkte gegenüber den nasschemisch hergestellten P-Düngern insgesamt eine geringere Schwermetall-Entfrachtung, da die zugegeben Chloride mit den Eisenoxiden in der Asche reagieren und die Schwermetall-Chloridkomplexe so instabiler sind und nicht vollständig aus der Gasphase ausgedampft werden können (KLEY et al., 2005). Die thermisch hergestellten Testsubstrate Ash Dec 2008 und 2009 sowie das Produkt BAM zeigen somit kennzeichnungspflichtige Schwermetallgehalte bzw. Grenzwertüberschreitungen nach DÜMV (2009) für die Elemente Nickel und Arsen (s. Tabelle 5.7).

Die beiden Aluminium-Phosphate scheinen nach DÜMV (2009) zunächst als ungeeignet zur Phosphordüngung, da sie die zulässigen Grenzwerte für Kupfer und Zink weit überschreiten und für Cadmium kennzeichnungspflichtig werden. Darüber hinaus zeigen sie bezogen auf den Phosphorgesamtgehalt für alle betrachteten Schwermetalle besonders hohe Verfügbarkeiten der organisch sorbierten und leicht löslichen Elementgehalte. Eine Phosphordüngung mit diesen Sekundärrohstoffen würde somit mit einem erhöhten Eintrag von Schadelementen in den Boden einhergehen.

Doch auch der getestete TSP-Referenzdünger weist teils hohe Schwermetallgehalte auf und unterliegt somit der Kennzeichnungspflicht für Nickel und Cadmium. Die Verfügbarkeit des hoch toxischen Elements Cadmium übersteigt darüber hinaus bei weitem die verfügbaren Gehalte aller hier untersuchten phosphorhaltigen Sekundärrohstoffe (s. Tabelle 5.8). Vor dem Hintergrund der zunehmend erschöpften und verunreinigten Phosphaterzlagerstätten (WAGNER, 1999) ist diese Problematik jedoch allgemein bekannt und Gegenstand gegenwärtiger wissenschaftlicher Diskussionen.

Der Schwermetall-Transfer vom Boden in die Versuchspflanzen wurde anhand von Summen-Transferfaktoren der Elemente Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium und Blei ermittelt. Entsprechend dem Löslichkeitsverhalten der ausgewählten Schwermetalle, deren Mobilität mit zunehmender Bodenversauerung ansteigt (BLUME et al., 2010), ist der Schwermetall-Transfer auf Sandboden höher, als auf Lehmboden. Durch den Element-Entzug der Versuchspflanzen in der Erstfrucht zeigen sich in den Nachfruchtversuchen geringere Transferfaktoren (s. Tabelle 5.11). Die Höhe des Schwermetall-Transfers vom Boden in die Pflanze ist düngerspezifisch und hängt somit ebenfalls vom Herstellungsprozess ab. Die Transferfaktoren der TSP-Referenz sind zwar meist geringer, als die der geprüften Sekundärrohstoffe, aufgrund der hohen Standardabweichungen in den Versuchswiederholungen sind die Unterschiede jedoch nicht statistisch signifikant. Die Variation der TSP-Transferfaktoren innerhalb der einzelnen Versuchsreihen ist schwer

nachvollziehbar, könnte neben den abweichenden Wiederholungen allerdings auf einer inhomogenen Zusammensetzung des Analysematerials beruhen.

Die Belastung mit Organika ist bei allen Produkten gering und unterschreitet vorhandene bzw. diskutierte Grenzwerte deutlich. Dies ist ein besonderer Vorteil der Recyclate, unabhängig von ihrer Herstellungsform, gegenüber der direkten Verwendung von Klärschlämmen, die meist weit höhere Organikabelastungen aufweisen (z.B. MUNLV, 2003, KÖRDEL et al., 2007).

Die Löslichkeit der getesteten Produkte liegt bei unterschiedlichen Extraktionsmittel meist unterhalb der Löslichkeit von TSP. Besonders die Wasserlöslichkeit ist niedrig. Daraus kann jedoch nicht grundsätzlich auf eine schlechte kurzfristige Verfügbarkeit geschlossen werden, da die Ertragsuntersuchungen zumindest für die MAP-Produkte eine vergleichbare Wirkung wie TSP zeigten. Die Wirkung auf Parameter der P-Versorgung ist meist positiv, jedoch treten starke Unterschiede zwischen den Produkten des P-Recyclings in den beiden Versuchsböden auf. Während auf dem Lehmboden nahezu alle Produkte zu einer signifikanten Steigerung von P_{CAL} führen, ist dies auf dem Sandboden nur bei einigen Produkten (z.B. PASCH I, P-RoC 2008 und 2009) zu beobachten. In geringerem Umfang erhöhen die getesteten Produkte des P-Recyclings die P-Konzentration in der Bodenlösung (P_{10}), was auf den geringen wasserlöslichen P-Anteil zurückzuführen ist und die geringe Eignung als sofortwirksamer Dünger untermauert.

Der P-Entzug und die Ertragswirkung der geprüften Stoffe ist vergleichbar mit dem Ertrag des TSP-Referenzdüngers. Die Dünger weisen jedoch herstellungsbedingte Unterschiede auf den beiden verschiedenen Bodentypen auf. Anders als die meisten handelsüblichen Mineraldünger zeigen die einzelnen Produkte des P-Recyclings unterschiedlich hohe molare Stoffanteile zwischen den untersuchten Schwermetallen und Phosphor. Insbesondere das molare Verhältnis zwischen Eisen und Aluminium zu Phosphor hat großen Einfluss auf das Sorptionsverhalten der Dünger-Phosphate im Boden (RÖMER, 2006). Die Sorptionseigenschaften der Phosphate mit den Schwermetallen sind darüber hinaus stark pH-abhängig. Aufgrund der unterschiedlichen Stoffzusammensetzung der einzelnen Düngerpräparate variieren die Ertragswirkungen der Produkte des P-Recyclings daher sowohl untereinander stark, als auch in der Erst- und Nachfruchtwirkung der P-Recyclingprodukte auf den beiden verschiedenen Bodenarten. Allgemein scheinen die meisten Produkte vor allem über eine gute nachhaltige Düngewirkung zu verfügen, da sich im Vergleich zum TSP-Dünger vor allem geringere Erträge in der Erstfrucht ergeben (s. Abbildung 5.33 und Abbildung 5.34). Die Nachfruchtwirkung der Produkte des P-Recyclings führt für einzelne Produkte zu einem erheblichen Mehrertrag gegenüber dem Triple-Superphosphat. Besonders auf Lehmboden zeigen die Magnesium-haltigen Sekundärrohstoffe sehr gute Ertragswirkungen. Die von RÖMER (2006) und PÉREZ (2010) beschriebene verminderte Ertragswirkung von Ca-

Phosphaten gegenüber TSP-Mineraldüngern konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht bestätigt werden.

Zu Beginn der Versuche war seitens des Projektträgers die Untersuchung von rund zehn Produkten vorgesehen. Aufgrund der hohen Resonanz und steigendem Interesse an den Versuchen zur Produktwirkung im Gefäßversuch wurde die Anzahl der Produkte des P-Recyclings auf insgesamt 16 Produkte erhöht.

Die Lieferzeitpunkte der Hersteller waren jedoch sehr unterschiedlich. Aufgrund prozessbedingter Schwierigkeiten sowie fortwährender Optimierungsmaßnahmen innerhalb der Prozessabläufe konnten die Dünger teils nicht zum vereinbarten Zeitpunkt zur Verfügung gestellt werden. Anders als anfänglich geplant, mussten die Gefäßversuche im Gewächshaus in drei voneinander unabhängige Versuchsreihen aufgeteilt werden. Trotz konstanter Versuchsparameter in der Klimakammer ergaben sich dadurch abweichende Versuchsbedingungen, bspw. im Temperaturniveau oder der Bewässerung (Sommer/Winter). Ferner musste durch den erhöhten Probenumfang die Anzahl der Versuchswiederholungen sowohl platzbedingt (Gewächshaus) als auch aufgrund des steigenden Analysematerials auf vier Wiederholungen reduziert werden, was zu erhöhten statistischen Unsicherheiten führte.

Durch den Wechsel des Bodenmaterials von Lösslehm I zu Lösslehm II nach Abschluss der 1. Versuchsreihe wurde die vergleichende Bewertung der Produkte hinsichtlich ihrer Dünge- bzw. Ertragswirkung und dem Schwermetalltransfer vom Boden in die Maispflanzen indes weiter erschwert. Wie die Versuchsergebnisse zeigen, ist ein unmittelbarer Vergleich aufgrund der stark voneinander abweichenden Bodenreaktion (pH-Wert) nur schwer möglich. Der Austausch des Bodenmaterials war jedoch erforderlich, da nach Projektvorgaben eine Untersuchung auf gering P-versorgten Böden der Gehaltsklassen A oder B vorgesehen war. Eine Wiederholung der 1. Versuchsreihe auf Lössboden II konnte aus Zeitmangel und dem teils geringen Probenumfang jedoch nicht durchgeführt werden.

In nachfolgenden oder wiederholenden Versuchen sollten die chemischen und physikalischen Eigenschaften bei der Auswahl der Versuchsböden stärker berücksichtigt werden. Denn auch der eingesetzte Sandboden verfügte für das Versuchsvorhaben nicht über optimale Eigenschaften. Der Sandboden zeigte extrem hohe Sandanteile (Reinsand), was die Sorption von Phosphaten aufgrund fehlender Tonanteile vermutlich stark herabsetzte (SCHUBERT, 2006). Ferner war der Sand stark humos, was die Sorptionsfähigkeit des Bodens ebenfalls stark beeinflusst. Die P-Sorption und -Verfügbarkeit aus organischen Bodenbestandteilen wurde im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht berücksichtigt. Dies wäre in zukünftigen Untersuchungen durchaus von Vorteil. Mit einem pH-Wert von 4,7 war der Sandboden zudem stark sauer. Unter ackerbaulicher Nutzung hätte eine Aufkalkung stattgefunden, was zu einer veränderten Bodenreaktion und dadurch bedingt zu einer anderen P-Versorgung und P-Düngewirkung geführt hätte.

Trotz der oben beschriebenen Umstände führten die Versuche zu guten Ergebnissen. Aufgrund der bereits erheblich reduzierten Phosphaterzlagertstätten ist der Einsatz neuer Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung unabdingbar. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die getesteten phosphorhaltigen Sekundärrohstoffe gegenwärtig durchaus als Ersatz oder Alternative zu Mineraldüngern verwendet werden können. Eine weitere Prozessoptimierung hinsichtlich einer konstanten Homogenität der phosphorhaltigen Düngerprodukte wäre wünschenswert und wird bereits angestrebt.

Wie anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse deutlich wird, verfügen die geprüften Präparate vor allem über eine gute nachhaltige Düngewirkung. Um einen gleichwertigen Ersatz der Mineraldünger zu gewährleisten, müssen die Produkte hingegen auch eine sehr gute Sofortwirkung aufweisen. Dies kann nur durch eine höhere Wasserlöslichkeit erzielt werden, weshalb zukünftig die Herstellung von primären und sekundären Ca-Phosphaten angestrebt werden muss. Da die derzeitigen Herstellungsverfahren zudem prozessbedingt noch sehr teuer und somit teilweise unwirtschaftlich sind, wird die Entwicklung weiterer, preisgünstiger Techniken künftig weiter zunehmen.

Die hier untersuchten Phosphor-Dünger des Ash-Dec-Verfahrens sind bereits seit dem Jahr 2007 auf dem Markt. Das Zulassungsverfahren für das Düngersubstrat Ulophos wird aktuell vollzogen. Die Zulassung der Produkte PASCH und P-RoC wird sicherlich bald nachfolgen. Weitere P-Recycling-Produkte aus anderen Prozessen sind bereits ebenfalls auf dem Markt.

Bei zusammenfassender Betrachtung der Untersuchungsergebnisse hinsichtlich der toxikologischen und agronomischen Eigenschaften können die MAP-Produkte als uneingeschränkt für den Düngereinsatz bezeichnet werden, da sie relativ schadstoffarm sind und auf beiden Testböden eine Düngewirkung aufweisen, die mit TSP vergleichbar ist. Die Produkte aus dem Vorhaben PASCH, P-RoC 2008 und 2009 sind ebenfalls empfehlenswert, auch wenn sie in ihrer Düngewirkung nicht immer an die Wirkung von TSP herankommen und sie tendenziell eine etwas verzögerte Wirkung im Vergleich zu TSP zeigen. Auch FIX-Phos und SESAL-Phos sind v.a. auf dem Sandboden empfehlenswert, zeigen auf dem Lehmboden jedoch eine etwas schlechtere Wirkung als TSP. Ebenso kann das BAM-Produkt als geeignet bezeichnet werden, auch wenn die Wirkung etwas schlechter als bei TSP ist. Al-P zeigt wohl eine gute Düngewirkung auch im Vergleich zu TSP, die relativ hohen Gehalte an Cu, Ni und Cd machen es jedoch nur beschränkt empfehlenswert. Aktuell nicht geeignet ist Al-P entfrachtet, welches zwar eine gute Düngewirkung aufweist, aufgrund der Eigenschaften (Vorliegen als leicht pastöse Masse) mit herkömmlichen Düngerstreuern nicht ausgebracht werden kann. Auch die beiden AshDec Produkte können in der getesteten Form nicht als Düngemittel verwendet werden, da sie beide den Grenzwert für Ni nach Düngemittelverordnung (2009) überschreiten. Nachfolgende Arbeiten und Studien sollten zweifellos auch Aufklärungsarbeiten zum Einsatz der sekundär entstandenen Phosphor-Dünger aus dem Abwasserbereich zum Ziel haben sowie eine Verbreitung des bisherigen Wissens über die aktuellen Technologien umfassen.

6 Kostenabschätzung und ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren

6.1 Kostenabschätzung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren

Wibke Everding, Aachen

Im Rahmen der Kostenabschätzung wurden folgende Verfahren der Technikprojekte zur Phosphorrückgewinnung betrachtet:

1. Rückgewinnung aus Klärschlamm durch ein Hybridverfahren aus Niederdruck-Nassoxidation und Nanofiltration (PHOXNAN)
2. Rückgewinnung aus der wässrigen Phase (P-RoC)
3. Rückgewinnung aus Klärschlamm (FIX-Phos)
4. Rückgewinnung aus Klärschlammasche (SESAL-Phos, PASCH)

Des Weiteren wurde in die Betrachtung die folgende Option einbezogen:

5. Direkter Aufschluss von Klärschlammaschen mit und ohne Schwermetallentfrachtung

Für die in den Technikprojekten der Förderinitiative entwickelten Verfahren werden die Investitionskosten für die aus den wissenschaftlichen Untersuchungen abgeleitete, optimale Verfahrenstechnik ermittelt. Basis sind spezifische Preise, die auf Beckengröße bzw. Anlagendurchsatz bezogen sind.

Zur Kostenabschätzung werden die „LAWA-Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ genutzt. Da die Verfahren zur Phosphorrückgewinnung teilweise im labor- und halbtechnischen Maßstab untersucht wurden, muss bei der Ermittlung der Kosten für die großtechnische Umsetzung von einer Kostenabschätzung ausgegangen werden. Die Investitionskosten werden in Nettosummen, auf Basis von Literaturangaben, Preisanfragen und Berufserfahrungen ermittelt. Für die Ermittlung der Chemikalienkosten wurden aktuelle Richtpreisangebote bei Chemikalienherstellern und -händlern eingeholt (2009).

Die ermittelten Werte werden anschließend aufgrund von Risiko- und Unsicherheitsmomenten einer Empfindlichkeitsprüfung – der Sensitivitätsanalyse – unterzogen. Die Empfindlichkeitsprüfung berücksichtigt eine Veränderung des Zinssatzes, der allgemeinen Preissteigerungsrate sowie eine Analyse des Einflusses der einzelnen Betriebskosten auf den produktspezifischen Preis.

Zur Ermittlung der Investitionskosten der jeweiligen Rückgewinnungsverfahren, die auf kommunalen Kläranlagen errichtet werden können, wird als Basisberechnung eine Kläranlagengröße von 100.000 EW angenommen. Zur Abschätzung der Rückgewinnungskosten für größere Kläranlagen werden für die Verfahren FIX-Phos und P-RoC ebenfalls Kläranlagen-

größen von 250.000 EW, 500.000 EW und 1.000.000 EW berücksichtigt. Den Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammasche wird eine Anlage mit einem Aschedurchsatz von 30.000 Mg TS/a zugrunde gelegt. Der Schlamm(wasser)-, Prozesswasser- und Ascheanfall sowie die dazugehörigen Phosphorkonzentrationen der Stoffströme sind aus Kennwerten einschlägiger Literatur entnommen. Nebenkosten wie Ingenieurhonorare, Prüf- und Nebengebühren werden ebenso wie Grundstückerwerbs- und Transportkosten nicht mitberücksichtigt. Bei der Ermittlung der Investitionskosten wird davon ausgegangen, dass ausreichend Platz für die Errichtung der Phosphorrückgewinnungsanlage auf der Kläranlage zur Verfügung steht und nur anlagenspezifische Bauten errichtet werden müssen.

Die Bilanzgrenze zur Erstellung der Kostenabschätzung wird eng um die Phosphorrückgewinnung gezogen, d.h. es werden beispielsweise bei der P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche weder die Kosten der Klärschlammbehandlung noch die der Klärschlammverbrennung berücksichtigt. Dieser Ansatz wird gewählt, da mittelfristig davon ausgegangen werden kann, dass eine Phosphorrückgewinnungsanlage an die bestehende Infrastruktur zur Schlammbehandlung oder Klärschlammverbrennung anschließt bzw. darin eingebunden ist. Als Wirtschaftlichkeitskriterium werden Jahreskosten [€/a] als Summe von Kapital- und Betriebskosten zugrunde gelegt:

Kapitalkosten nach LAWA-Leitlinien (Annuität aus Abschreibung und Verzinsung) (LAWA, 2005)

Ermittlung der Annuität gemäß:

Annuität = Investitionskosten • KFAKR (i,n)

$$= IK * \frac{i * (1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

Mit : i = Zinssatz in %

n = wirtschaftliche Lebensdauer in Jahren

IK = Investitionskosten

KFAKR (i,n) = Kapitalwiedergewinnungsfaktor

Zusammensetzung der Betriebskosten:

- Personal
- Energieverbrauch
- sonstige Betriebsstoffe
- Instandhaltung, Reparaturen für Bau-, Maschinen-, Elektro- und Mobiltechnik

Bei der Kostenermittlung werden die Jahreskosten absolut [€/a] und produktspezifisch [€/kg recycelter Phosphor] sowie auf Einwohnerwerte bezogen [€/(E·a)] angegeben.

Zur Vereinheitlichung wurden Vorgaben in Bezug auf die finanzmathematische Kostenaufbereitung sowie relevante Betriebsmittelpreise festgelegt (Tabelle 6.1 und Tabelle 6.2).

Tabelle 6.1: Finanzmathematische und allgemeine Vorgaben

Betriebsstunden	8.000 h/a
Personal Jahresarbeitsstunden	1.550 h/a
Realzinssatz	3%
Preissteigerung	
Reinvestition	1%/a
Sonstiges (Personal, Wartung, Betriebsmittel,..)	2%/a
Betrachtungszeitraum	30a
Abschreibungsräume	
Bautechnik	30a
Maschinentechnik	15a
Elektrotechnik	10a
Hauptapparate bei PHOXNAN (Titan-Kolonne, Wärmetauscher)	30a
Prozentuale Ansätze	
Wartung/Instandhaltung	
Bautechnik	1% von Investkosten
Maschinentechnik	4% von Investkosten
Elektrotechnik	2% von Investkosten
Rohrleitungen	50m je Reaktor á 150 €/m = 7.500 €/Reaktor
EMSR-Technik	Wenn keine Preisangaben vorliegen: 25% der gesamten Investkosten
Unvorhergesehenes / Ingenieur-Honorare und Nebenkosten, Baugrund, Versicherungen, Zuwegung	werden nicht berücksichtigt

Die Anlagenauslastung der Rückgewinnungsanlagen wird aufgrund des Pilotcharakters mit 8.000 Betriebsstunden pro Jahr angenommen, so dass für die Berechnung des Durchsatzes eine Auslastung von 91% zugrunde liegt. Für die Ermittlung des Personalbedarfs werden die Personalarbeitsstunden unter der Annahme einer 5 Tage- und 40 Stunden-Woche, 32 Urlaubstagen, 10 bis 12 Feiertagen sowie der Annahme von 10% Krankheitsausfall auf 1.550 h/a festgelegt. Aus dieser Annahme resultiert ein Personalbedarf von 5 Arbeitsstellen für die Betreuung der Phosphorrückgewinnungsanlagen für 8.000 h/a mit einer Person. Die Preissteigerungsraten für die Betriebsmittel wurden anhand von Preisindizes des Statistischen Bundesamtes in 2009 ermittelt. Einen ansteigenden Trend der letzten Jahrzehnte weisen die Betriebsmittel Ammoniak, Brandkalk, Natronlauge und Strom auf. Einen negativen Trend weisen dagegen Schwefelsäure, Sauerstoff und Salzsäure auf. Nach mündlichen Informationen der Chemi-kaliumhersteller ist eine Prognose über die Preisentwicklung für die nächsten Jahre zum jetzigen Zeitpunkt nur schwer möglich. Auf dieser Grundlage wird für die Preissteigerung der Betriebsmittel ein Prozentsatz von 2% und

für die Reinvestitionen ein Prozentsatz von 1% angenommen.

Der erhöhte Ansatz von 4% Instandhaltungs- und Wartungskosten für die Maschinenteknik ist mit dem Einsatz von stark sauren, alkalischen und abrasiven Stoffströmen in den Rückgewinnungsanlagen zu begründen. Sollten keine Preisangebote für die Elektrotechnik der einzelnen Aggregate vorliegen, wird mit einer Pauschale von 25% der Investitionskosten für die Elektrotechnik gerechnet.

Tabelle 6.2: Spezifische Preise für Personal sowie eingesetzte Betriebsmittel und Reststoffentsorgungskosten

Personalkosten	50.000 €/a
Energiekosten, Strom	0,15 €/kWh
Wasser	0,5 €/m ³
Asche	kostenneutral
Abwasser	2 €/m ³

Die Personalkosten werden mit 50.000 €/a angenommen und entsprechen durchschnittlichen Gehältern für Ingenieure und Kläranlagenfachpersonal.

Vereinfachend wird angenommen, dass für die phosphorreichen Inputströme (Asche, Prozesswasser, Klärschlamm) der Rückgewinnungsanlagen und die phosphorabgereicherten Outputströme keine Entgelte von den Betreibern der P-Rückgewinnungsanlagen gezahlt werden müssen. Bei der Berechnung der jahres- und produktspezifischen Kosten werden keine Verkaufserlöse für das rückgewonnene Sekundärphosphat eingerechnet. Die Preise der Betriebsmittel werden beim jeweiligen Verfahren angegeben. Die Mengenangaben für Betriebsmittel, Reststoffe und Energie sind von den Sachbearbeitern des entsprechenden Projektes bzw. Verfahrens eingeholt worden.

Bei der Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten, werden Personalkosten, da diese üblicherweise nicht wie Chemikalien von wirtschaftlichen Kriterien wie Bedarf und Nachfrage oder steigenden Rohstoffpreisen abhängig sind, bei der Betrachtung des Einflusses von starken Preisschwankungen der Betriebskosten generell ausgeschlossen. Des Weiteren werden bei den Sensitivitätsanalysen immer die Kosten ohne Preissteigerung zugrunde gelegt.

Für die Ermittlung der Phosphorkonzentrationen in den Inputstoffströmen der Rückgewinnungsanlagen wurde mit einer einwohnerspezifischen Phosphorfracht im Kläranlagenzufluss von 1,9 g P/(E·d) und 0,2 g P/(E·d) im Kläranlagenablauf gerechnet (Tabelle 6.3).

Tabelle 6.3: Durchschnittliche Phosphorgehalte verschiedener Stoffströme

Stoffstrom	[mg P/l]	[g P/(E·d)]	[g TS/(E·d)]	[% P TS]	[l/(E·d)]
P-Zulauf Kläranlage	9	1,9			211
Überschussschlamm, entwässert ¹⁾		1,6	45	3,6	1,5
Faulschlamm		1,9	55	3,5	
Faulschlamm, entwässert		1,7	55	3,1	
Klärschlammmasche		1,7	28	6,1	
Schlammwasser/Nebenstrom ²⁾	31	0,2			6,5

¹⁾ entwässert auf 30 g/l, ²⁾ insgesamt entwässert auf 300 g/l

Die berechneten Investitions-, Kapital-, Betriebsmittel- und Jahreskosten sowie der Projektkostenbarwert sind auf 100 € gerundet, die einwohner- und produktspezifischen Kosten auf 50 Euro-Cent. Die Beurteilung der kostenmäßig abgeschätzten Verfahren bleibt zunächst unberücksichtigt von den Ergebnissen der Düngewirkung (z.B. Anteil des verfügbaren Phosphors) und dem Verkauf/der Vermarktung der Sekundärphosphate.

Es wird darauf hingewiesen, dass die Kostenabschätzungen nur als grobe Richtwerte zum Verfahrensvergleich dienen und keine genaue Auskunft liefern, wie teuer ein Verfahren letztendlich sein wird. Dafür sind die jeweiligen Randbedingungen wie bspw. Erwerb von Grundstücken und tatsächliche Phosphorkonzentration im Abwasser zu beachten.

6.1.1 Projekt PHOXNAN: Optimierte Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen durch ein Hybridverfahren aus Niederdruck-Nassoxidation und Nanofiltration

Im Projekt PHOXNAN „Optimierte Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlämmen durch ein Hybridverfahren aus Niederdruck-Nassoxidation und Nanofiltration“ (FKZ 02WA0796, 02WA0797 und 02WA0798) wurde u.a. das in Abbildung 6.1 dargestellte PHOXNAN-Verfahren untersucht.

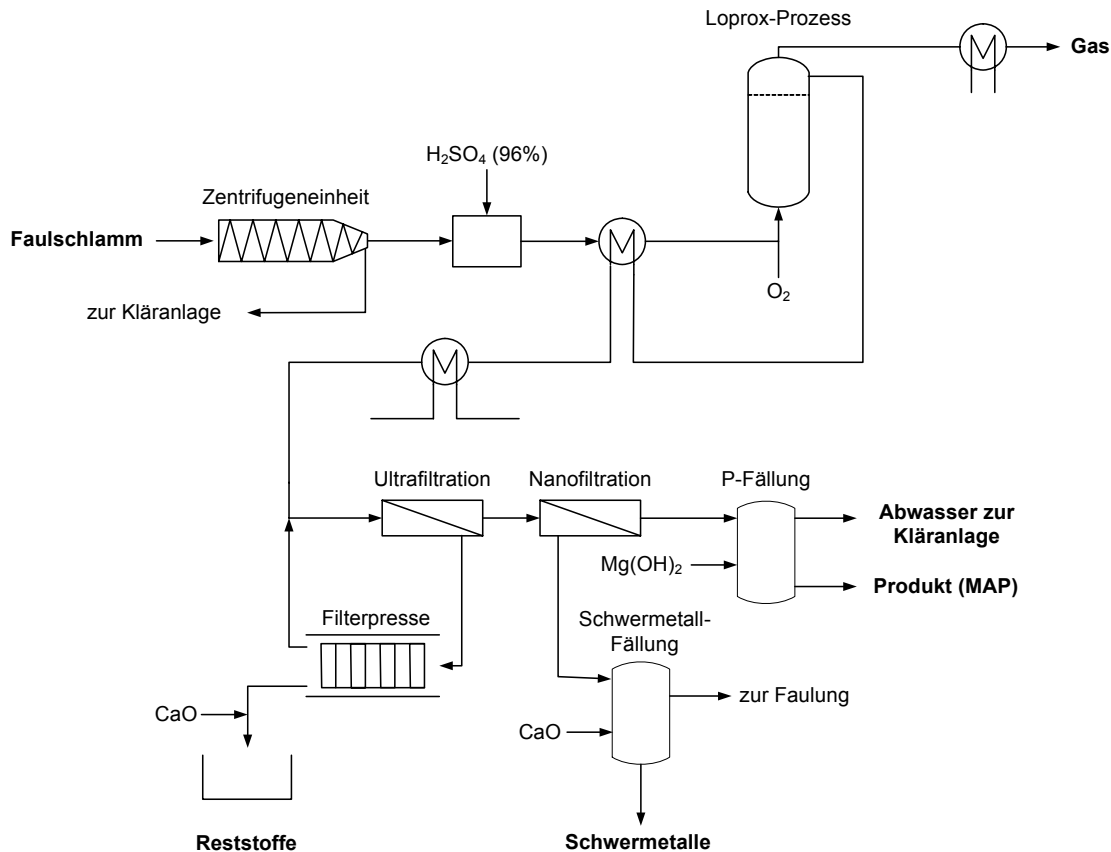


Abbildung 6.1: Fließbild des PHOXNAN-Verfahrens (nach BLÖCHER et al., 2009)

Im PHOXNAN-Verfahren wird kommunaler Faulschlamm zuerst mit dem LOPROX-Verfahren behandelt und dann einer Phosphorrückgewinnungseinheit zugeführt. Das LOPROX-Verfahren ist ein durch die Firma Bayer Technology Services GmbH (BTS) entwickeltes Niederdruck-Nassoxidation-Verfahren zur Klärschlammbehandlung. Hierbei wird der mit Schwefelsäure versetzte Faulschlamm unter Zugabe von reinem Sauerstoff und mit Drücken zwischen 12 und 20 bar sowie Temperaturen von ca. 200°C oxidiert, so dass die organischen Inhaltsstoffe eliminiert werden und unter anderem die im Schlamm enthaltenen Phosphate in die flüssige Phase überführt werden. Der behandelte Schlamm wird im Anschluss an den LOPROX-Prozess über eine Ultrafiltrationsmembran geleitet, wobei die Feststoffe aus dem Prozess geschleust werden. Im Anschluss an diese Fest-Flüssig-Trennung wird die flüssige Phase einer Nanofiltrationseinheit zugeführt, die zur Abtrennung des Phosphats von in der Flüssigkeit ebenfalls gelösten Schadstoffen dient. Durch Zugabe von Fällmittel und mit Hilfe einer pH-Wert-Anhebung wird aus der sauberen, phosphathaltigen Lösung das Phosphat in Form von Magnesiumammoniumphosphat (MAP) gewonnen. (BLÖCHER et al., 2009)

Die für die Kostenabschätzung notwendigen Auslegungsparameter wurden zum Teil von der Fa. BTS angegeben und den im Vorfeld erstellten Vorgaben entnommen (Tabelle 6.1 bis Tabelle 6.3). Die Auslegungsparameter der Rückgewinnungsanlage sind in Tabelle 6.4 dargestellt.

Tabelle 6.4: Annahmen zur Bemessung des PHOXNAN-Prozesses

Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	100.000 E
Spezifischer Faulschlammanfall	55 g TS/(E·d)
Faulschlammanfall	2.008 Mg TS/a
Zulauf	
Menge ausgefallter Schlamm	8,36 m ³ /h
P _{ges} Konzentration	3,1 % P/TS
P _{ges} Fracht	7,8 kg P/h
Rückgewinnungspotenzial	51 %
Betriebsstunden	8.000 h/a
Menge P recycelt	31.739 kg P/a
Menge P recycelt, EW-spezifisch	0,32 kg P/(E·a)

Der einwohnerspezifische Faulschlammanfall liegt nach einer Berechnung von LOLL und GLASENAPP (2003) bei 55 g TS/(E·d) und weist einen durchschnittlichen P_{ges}-Anteil von 31 g/kg TS auf (JARDIN, 2003). Der Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnung des PHOXNAN-Verfahrens wird von BTS mit 51% angegeben. Resultierend aus diesen Annahmen beträgt die jährlich rückgewonnene Phosphormenge bei der Modellberechnung 31.739 kg und die einwohnerspezifische Phosphormenge 0,32 kg/(E·a).

Aufgrund der nötigen chemischen Werkstoffbeständigkeit wird von der Fa. BTS als Material für die Anlagenkomponenten (Behälter- und Rohrleitungsmaterial) Titan gewählt. Die Preise für die Hauptaggregate wurden von der Fa. BTS übernommen. Nach den Angaben von BTS besitzt deren Kostenschätzung, aus der die Preisangaben der Investitionskosten übernommen wurden, eine Genauigkeit von +/- 30% (BTS, 2009). In Tabelle 6.5 sind die Investitions- und Kapitalkosten der Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik dargestellt. Die Summe der Investitionskosten beläuft sich beim PHOXNAN-Verfahren auf ca. 2,43 Mio. €. Auf Basis der Investitionskosten werden die Kapitalkosten zu ca. 211.900 €/a berechnet. Die von Bayer Technology Services ermittelten Investitionskosten von ca. 3 Mio. € beinhalten zusätzliche Kosten für bspw. Bauleitplanung und Unvorhergesehenes.

Tabelle 6.5: Investitions- und Kapitalkosten (PHOXNAN)

	Investitionskosten	Kapitalkosten
	[€/a]	[€/a]
Summe Bautechnik	243.000	12.400
Summe Maschinenteknik	1.701.500	142.500
Summe Elektrotechnik	486.100	57.000
Summe der Kosten	2.430.600	211.900

Die Betriebskosten setzen sich aus Betriebs- und Hilfsstoffen, Entsorgungs-, Personal- und Instandhaltungs-/Wartungskosten zusammen. Die Deponierungskosten der Reststoffe mit

einem Glühverlustanteil von < 5% liegen bei 35 - 40 €/Mg TS. Bei der Kostenberechnung des PHOXNAN-Verfahrens für eine Kläranlagengröße von 100.000 EW kann davon ausgegangen werden, dass der Prozess direkt in einen Kläranlagenbetrieb eingebunden ist. Die Rückgewinnungsanlage wird tagsüber wie herkömmliche Kläranlagen im Achtstundenbetrieb betreut. Es wird davon ausgegangen, dass 1,5 Mitarbeiter für die Kontrolle und Wartung ausreichen, so dass durch Urlaub und Krankheit insgesamt Personalkosten für 2,6 Mitarbeiter entstehen. Die Summe der Betriebskosten beläuft sich auf ca. 584.000 €/a.

Tabelle 6.6: Betriebskosten (PHOXNAN)

Bezeichnung	Spezifikation	Menge	Einheit	Einheitspreis [€/Einheit]	Gesamtpreis [€/a]
Betriebsmittel	Schwefelsäure, 96%	306	Mg	70	21.448
	Sauerstoff	1.664	Mg	140	232.960
	Branntkalk	40	Mg	95	3.800
	Magnesiumhydroxid	56	Mg	1.100	61.600
Energiebedarf	für Maschinenteknik	190.000	kWh	0,15	28.500
Membranreinigung und Ersatz	für Ultra-/ Nano-filtrationseinheit	pauschal			6.400
Entsorgung der Reststoffe	Filterkuchen	387	Mg TS	40	15.488
	Schwermetalle	7,2	Mg	500	3.600
Personalkosten		2,6	PJ	50.000	130.000
Instandhaltung	Bautechnik (von Invest)	1	%		2.430
	Maschinenteknik (von Invest)	4	%		68.060
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		9.723
Summe der Betriebskosten					584.009
Summe der Betriebskosten, gerundet					584.000

Durch Summierung der Kapital- und Betriebskosten werden die Jahreskosten ermittelt. Unter Berücksichtigung der rückgewinnbaren Phosphorfracht bzw. den angeschlossenen Einwohnerwerten belaufen sich die einwohnerspezifischen Kosten auf 8,0 €/(E·a) bzw. die produktspezifischen Kosten auf 25,0 €/kg P. Der Anteil der Kapitalkosten an den Jahreskosten liegt abhängig von der Berücksichtigung der Preissteigerung zwischen 23 und 27% und der Betriebskostenanteil zwischen 73 und 77% (Tabelle 6.7).

Tabelle 6.7: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (PHOXNAN)

		Ohne Preissteigerung		Mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	2.430.600		2.430.600	
Kapitalkosten	€/a	211.900	27%	225.800	23%
Betriebskosten	€/a	584.000	73%	771.200	77%
Summe Jahreskosten	€/a	795.900	100%	997.000	100%
Projektkostenbarwert	€	15.600.500		19.541.700	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	8,0		10,0	
produktspezifische Kosten	€/kg P	25,0		31,5	

Unter Einbeziehung einer jährlichen Preissteigerungsrate von 1% für die Reinvestitionen und 2% für die Betriebskosten ergeben sich die in Tabelle 6.7 dargestellten Kosten. Die Jahreskosten erhöhen sich aufgrund der Preissteigerung um 201.100 €/a auf ca. 997.000 €/a, die produktspezifischen Kosten belaufen sich auf 31,5 €/kg P und die einwohnerspezifischen Kosten auf 10,0 €/(E·a).

Der PHOXNAN-Prozess ist laut BTS im Vergleich zu den meisten Phosphorrückgewinnungsverfahren kein klassisches Add-On Verfahren, sondern es bezieht die Klärschlamm-entsorgung mit ein. Da bei diesem Verfahren der Klärschlamm vom Kläranlagenbetreiber nicht entsorgt werden muss, sondern im PHOXNAN-Prozess in einen Teilstrom mit einem Aschegehalt von > 95%, einer Fraktion mit gefällten Schwermetallen und dem MAP-Produkt umgewandelt wird, können die jährlichen Klärschlamm-entsorgungskosten als „Einsparungen“ gegengerechnet werden. Abhängig vom Entsorgungsweg (Landwirtschaft, Landschaftsbau, Mit- und Monoverbrennung) lagen die Klärschlamm-entsorgungskosten in den letzten Jahren je Tonne Klärschlamm zwischen ca. 145 und 275 €/Mg TS (PINNEKAMP und BEIER, 2006). Durch die Einsparungen bei den Entsorgungskosten liegen die produktspezifischen Kosten zwischen 8,0 und 16,5 €/kg P ohne Preissteigerung, mit Preissteigerung zwischen 9,0 und 20,0 €/kg P. Für die weiteren Berechnungen wird von gemittelten Einsparungen in Höhe von 220 €/Mg TS Klärschlamm ausgegangen.

Die Summe der Einsparungen ohne Preissteigerung liegt bei 441.700 €/a und mit Preissteigerung bei 583.200 €/a. In Tabelle 6.8 sind die auf dieser Basis ermittelten jahres-, einwohner- und produktspezifischen Kosten aufgelistet.

Tabelle 6.8: Kostenzusammenstellung inkl. Einsparungen (PHOXNAN)

		Ohne Preissteigerung	Mit Preissteigerung
Summe der Jahreskosten	€/a	354.300	413.800
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	3,5	4,0
produktspezifische Kosten	€/kg P	11,0	13,0

Durch die eingesparten Klärschlamm Entsorgungskosten belaufen sich die produktspezifischen Kosten ohne Preissteigerung auf 11,0 €/kg P) und mit Preissteigerung auf 13,0 €/kg P).

Da die Jahreskosten maßgeblich (zu 73%) von den Betriebskosten beeinflusst werden, wird für diese Kostenart eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dazu werden die Produktpreise (ausgehend von der produktspezifischen Kosten ohne Preissteigerung aber inklusive Einsparungen) halbiert bzw. verdoppelt und die produktspezifischen Kosten für jede Variante berechnet.

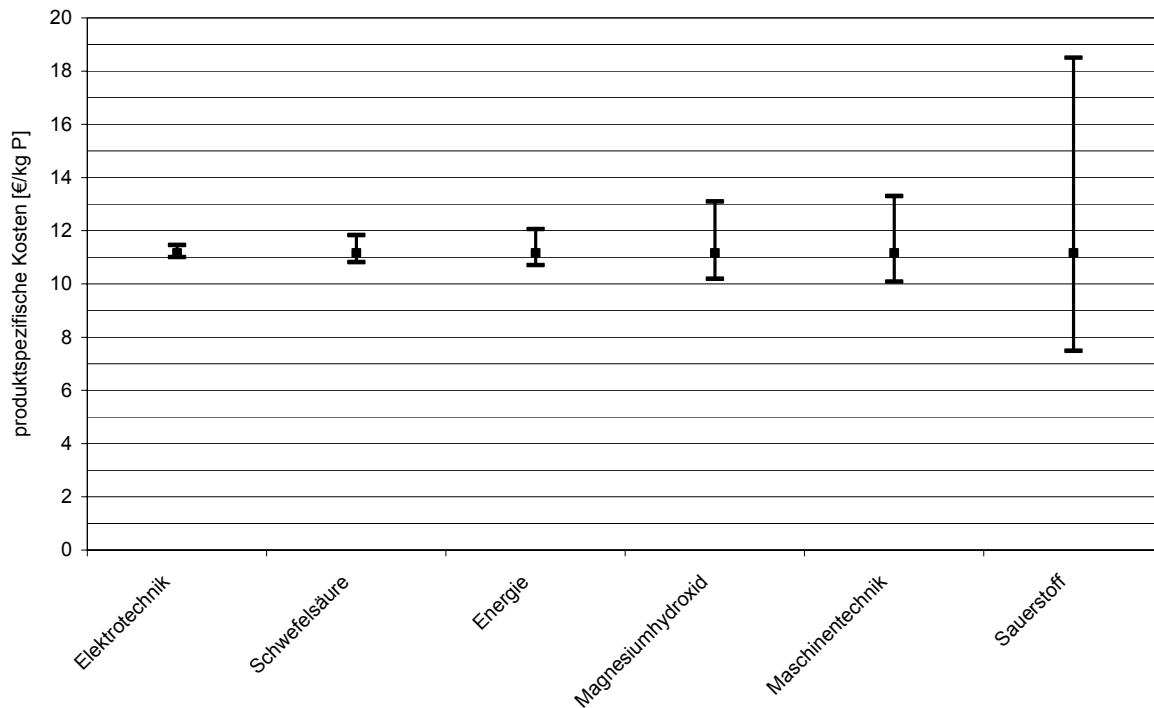


Abbildung 6.2: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten, inkl. Einsparungen (PHOXNAN)

Die produktspezifischen Kosten hängen am stärksten vom Sauerstoffpreis ab. Durch die Verdopplung des Sauerstoffpreises können die Produktionskosten für ein kg Phosphor von ca. 11,5 auf etwa 18,5 €/kg P (ca. +60%) steigen. Unter der Annahme einer Senkung des Sauerstoffpreises um 50% resultieren ca. 7,5 €/kg P.

In Tabelle 6.9 ist die Sensitivitätsanalyse der einzelnen Kostenarten durch eine Veränderung des Zinssatzes von 1% bis 5% dargestellt. Durch eine Senkung- bzw. Anhebung des Zinssatzes von 3% auf 1% bzw. 5% liegen die Veränderungen der produktspezifischen Kosten unter 1 €/kg P.

Tabelle 6.9: Sensitivitätsanalyse inkl. Einsparungen, Zinssatz (PHOXNAN)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe Jahreskosten	€/a	325.800	339.700	354.300	369.400	385.000
Projektkostenbarwert	€	8.408.700	7.609.100	6.943.900	6.387.400	5.919.200
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	3,3	3,4	3,5	3,7	3,9
produktspezifische Kosten	€/kg P	10,3	10,7	11,2	11,6	12,1

Die Auswirkungen einer Variation des prozentualen Ansatzes für die Preissteigerungsraten der Reinvestitions- und Betriebskosten sind in Tabelle 6.10 dargestellt. Die prozentualen Änderungen der einzelnen Kostenarten bezogen auf die Kosten ohne Preissteigerung (0%) sind in der letzten Zeile angegeben. Bei einer Preissteigerungsrate für die Reinvestitionen von 2% und für die Betriebskosten von 4% steigen die produktspezifischen Kosten um 40% von ca. 11,5 €/kg P auf ca. 15,5 €/kg P.

Tabelle 6.10: Sensitivitätsanalyse mit Einsparungen, Preissteigerung (PHOXNAN)

		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebskosten)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe der Jahreskosten	€/a	354.300	381.700	413.800	495.900
Projektkostenbarwert	€	6.943.900	7.482.200	8.111.000	9.719.500
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	3,5	3,8	4,1	5,0
produktspezifische Kosten	€/kg P	11,2	12,0	13,0	15,6
prozentuale Änderung der produktspezifischen Kosten	%	0	8	17	40

Die Erstellung einer Kostenabschätzung für die Kläranlagenanschlussgrößen von 250.000 EW, 500.000 EW und 1.000.000 EW kann aufgrund fehlender Angaben bei der BTS-Maschinenteknik nicht durchgeführt werden. Beim Bau des PHOXNAN-Verfahrens auf einer Kläranlage mit höherer Anschlussgröße würden sich die spezifischen Kosten für die Maschinenteknik und das Personal voraussichtlich verringern und somit die produktspezifischen Kosten sinken. Dies konnte jedoch im Rahmen des Projektes nicht quantifiziert werden.

Nicht berücksichtigt in der Kostenabschätzung sind mögliche Einsparungen durch die Nutzung der im LOPROX-Prozess entstandenen Wärme und eine daraus resultierende Energiegewinnung. Die anfallende Wärme kann bspw. über Wärmetauscher für die Beheizung der Faulbehälter verwendet werden. Den Einsparungen müssten jedoch Investitionskosten für den Bau von Leitungen und Wärmetauscherstationen gegenüber gestellt werden.

Weiter wird von der Bayer Technology Services GmbH angegeben, dass durch den Einsatz des LOPROX-Prozesses die kostenintensive Entwässerung der Klärschlämme auf der

Kläranlage entfallen kann, da lediglich eine Feststoffkonzentration von ca. 3% für den Prozess benötigt wird. Werden die durchschnittlichen spezifischen Entwässerungskosten nach PINNEKAMP und BEIER (2006) von ca. 150 €/Mg TS für die Einsparungen zugrunde gelegt, können die produktspezifischen Kosten deutlich auf ca. 1,5 €/kg P gesenkt werden. Diese Variation der Kosten verdeutlicht, wie stark die Aussagekraft der Kostenabschätzung von den Randbedingungen und reellen Gegebenheiten abhängig ist.

6.1.2 Projekt ProPhos: Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung

Im Projekt ProPhos „Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung“ (FKZ 02WA0782, 02WA0783 und 02WA0784) wurden insgesamt drei Verfahren für die jeweils eine separate Kostenabschätzung durchgeführt wird, wissenschaftlich untersucht.

6.1.2.1 P-RoC-Verfahren

Das Verfahrensfliessbild des im Projekt ProPhos vom Kompetenzzentrum für Materialfeuchte, KIT Campus Süd entwickelten P-RoC-Verfahrens ist in Abbildung 6.3 dargestellt.

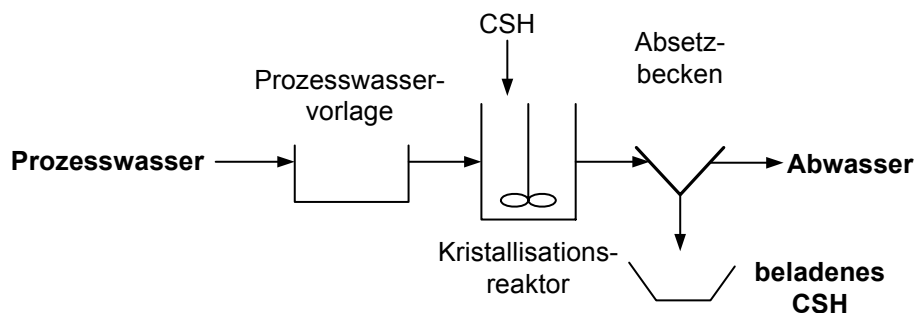


Abbildung 6.3: Fließbild des P-RoC-Verfahrens (nach SCHUHMANN, 2010)

Das P-RoC-Verfahren ist sowohl für den Einsatz auf kommunalen als auch industriellen Kläranlagen zur Phosphorrückgewinnung aus Prozesswässern sowie zur Behandlung landwirtschaftlicher Abwässer geeignet. In einem Kristallisationsreaktor, der als Rührreaktor ausgelegt ist, werden dem Prozesswasser CSH (Calciumsilicathydrat) Impfkristalle beigefügt. Das mit Phosphor beladene CSH wird nach einer Verweildauer im Reaktionsreaktor in Abhängigkeit der Qualität des Abwassers zwischen ca. 0,5 – 2 Stunden in einem Absetzbecken vom Abwasser getrennt. In Tabelle 6.11 sind die Auslegungsparameter des P-ProC-Verfahrens für eine kommunale Kläranlage dargestellt.

Tabelle 6.11: Annahmen zur Bemessung des P-RoC-Prozesses

Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	100.000 E
spezifische Prozesswassermenge	6,5 l/(E·d)
Prozesswassermenge	237.250 m ³ /a
Zulauf	
Menge Prozesswasser	29,66 m ³ /h
P _{ges} Fracht, spezifisch	0,2 g P/(E·d)
P _{ges} Fracht	0,8 kg P/h
Rückgewinnungspotenzial	90 %
Betriebsstunden	8.000 h/a
Menge P recycelt	6.570 kg P/a
Menge P recycelt EW-spezifisch	0,07 kg P/(E·a)

Durch die geringe spezifische Phosphorfracht von 0,2 g P/(E·d) (31 mg P/l) können mit dem P-RoC-Verfahren 6.570 kg P/a bzw. 0,07 kg P/(E·a) rückgewonnen werden. In einer zweiten Variante wird davon ausgegangen, dass das Rückgewinnungsverfahren in einem industriellen Betrieb implementiert wird, in dem der Abwasserstrom eine Phosphorkonzentration von 120 mg P/l (bspw. in der kartoffelverarbeitenden Industrie) aufweist. Die übrigen Annahmen wie bspw. die Abwassermenge wird aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit zur kommunalen Variante konstant gehalten. Resultierend daraus ergibt sich eine rückgewinnbare Phosphormenge von 25.432 kg P/a.

Die für das Verfahren benötigten Anlagenteile sind im Anhang in Tabelle A 65 aufgelistet.

Es wird davon ausgegangen, dass die kommunale und industrielle Variante dieselbe Anlagentechnik und die gleiche Menge an Betriebsmitteln (CSH) benötigen. Die Summe der Investitionskosten beläuft sich beim P-RoC-Verfahren auf ca. 388.200 €, und die daraus resultierenden Kapitalkosten betragen ca. 33.100 €/a (Tabelle 6.12).

Tabelle 6.12: Investitions- und Kapitalkosten (P-RoC, kommunal)

	Investitionskosten	Kapitalkosten
	[€]	[€/a]
Summe Bautechnik	59.300	3.000
Summe Maschinenteknik	251.300	21.000
Summe Elektrotechnik	77.600	9.100
Summe der Kosten	388.200	33.100

Als Betriebsmittel werden beim P-RoC-Verfahren lediglich Calciumsilicathydrat und elektrische Energie eingesetzt. Die Personalkosten wurden so berechnet, dass für die Überwachung und Instandhaltung ein Mitarbeiterbedarf mit einer 10% Personalstelle angesetzt wird. Die jährlichen Betriebskosten aus den Betriebsmitteln und den Instandhaltungskosten belaufen sich auf ca. 47.700 €/a (Tabelle 6.13).

Tabelle 6.13: Betriebskosten (P-RoC, kommunal)

Bezeichnung	Spezifikation	Menge	Einheit	Einheitspreis	Gesamtpreis
				[€/Einheit]	[€/a]
Betriebsmittel	Calciumsilicathydrat	59	Mg	150	8.897
Energiebedarf	für Maschinenteknik	120.000	kWh	0,15	18.000
Personalkosten	10% Personalstelle	0,17	PJ	50.000	8.600
Instandhaltung	Bautechnik (von Invest)	1	%		593
	Maschinenteknik (von Invest)	4	%		10.050
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		1.553
Summe der Betriebskosten					47.693
Summe der Betriebskosten, gerundet					47.700

Durch Summierung der Kapital- und Betriebskosten ergeben sich Jahreskosten ohne Preissteigerung von ca. 80.900 €/a und mit Preissteigerung von ca. 98.300 €/a. Die einwohnerspezifischen Kosten betragen sowohl ohne als auch mit Preissteigerung für die kommunale Variante 1,0 €/(E·a) und die produktspezifischen Kosten 12,5 €/kg P bzw. 15,0 €/kg P (Tabelle 6.14).

Tabelle 6.14: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (P-RoC, kommunal)

		Ohne Preissteigerung		Mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	388.200		388.200	
Kapitalkosten	€/a	33.200	41%	35.300	36%
Betriebskosten	€/a	47.700	59%	63.000	64%
Summe Jahreskosten	€/a	80.900	100%	98.300	100%
Projektkostenbarwert	€	1.585.000		1.926.000	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	1,0		1,0	
produktspezifische Kosten	€/kg P	12,5		15,0	

Bei der industriellen Variante können aufgrund der Anhebung der Phosphorkonzentration um das Vierfache auch die produktspezifischen Kosten um das Vierfache reduziert werden. In diesem Fall würden die Kosten bei 3,5 €/kg P bzw. mit Preissteigerung bei 4,0 €/kg P liegen.

Wie in Tabelle 6.14 angegeben, haben die Betriebskosten einen Anteil von 59% an den Jahreskosten, was sich in der Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten widerspiegelt. Eine Verdopplung des Energiepreises lässt die produktspezifischen Kosten von ca. 12,5 €/kg P um nur 2,7 €/kg P (ca. +21%) auf 15,7 €/kg P steigen bzw. um ca. 1,3 €/kg P auf 11,6 €/kg P (-7,2%) sinken.

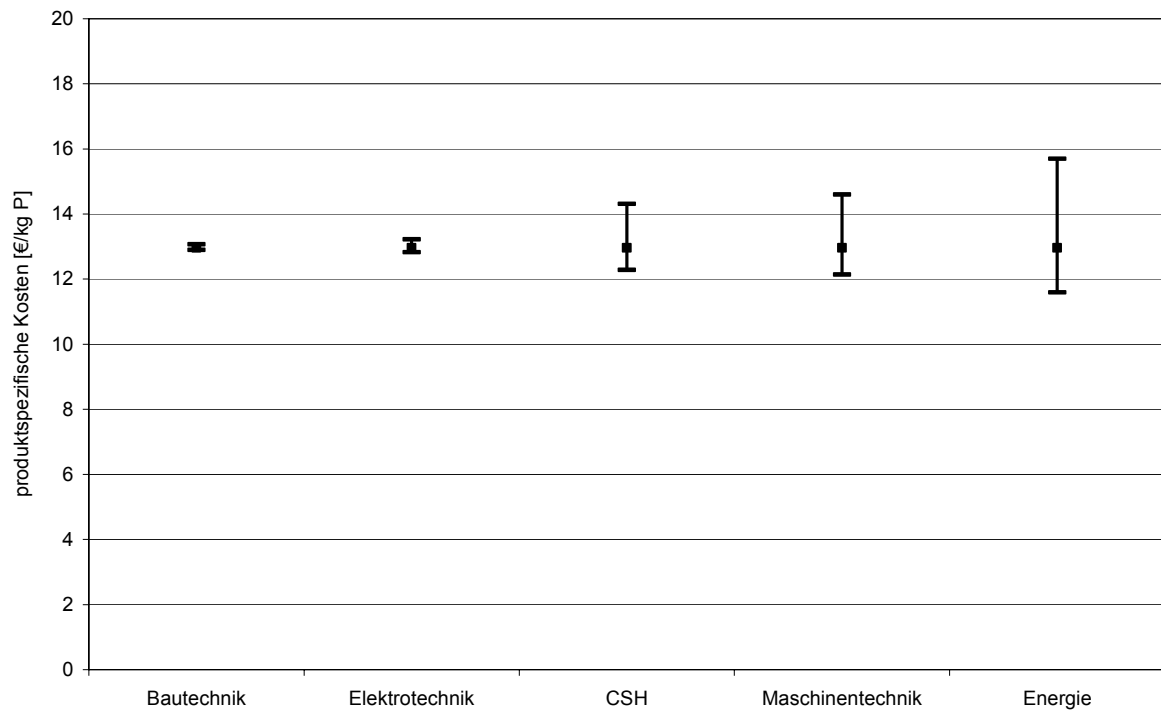


Abbildung 6.4: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (P-RoC, kommunal)

Die Variation des Zinssatzes von 3% auf 1% bzw. 5% hat trotz des hohen prozentualen Anteils der Kapitalkosten von 41% an den Jahreskosten nur einen sehr geringen Einfluss (<1 €/kg P) auf die produkt- und einwohnerspezifischen Kosten (siehe Tabelle 6.15).

Tabelle 6.15: Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (P-RoC, kommunal)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe Jahreskosten	€/a	76.200	78.500	80.900	83.300	85.800
Projektkostenbarwert	€	1.976.300	1.758.900	1.585.000	1.440.300	1.319.100
einwohnerspezifische Kosten	€/(E-a)	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9
produktspezifische Kosten	€/kg P	11,6	12,0	12,3	12,7	13,1

Der mögliche Anstieg der Betriebsmittelpreise wird durch die Variation der Preissteigerung simuliert. Der durchschnittliche Anstieg von 1% für die Reinvestitionen und 2% für die Betriebsmittel ist in Tabelle 6.14 aufgezeigt. Durch eine Verdopplung dieser Preissteigerungsraten würden die einzelnen Kostenarten um ca. 52% zunehmen, wodurch die produktspezifischen Kosten für das P-RoC-Verfahren von ca. 12,5 €/kg P auf ca. 19,0 €/kg P steigen (siehe Tabelle 6.16).

Tabelle 6.16: Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (P-RoC, kommunal)

		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebskosten)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe Jahreskosten	€/a	80.900	88.800	98.300	122.800
Projektkostenbarwert	€	1.585.000	1.741.300	1.926.000	2.407.300
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,8	0,9	1,0	1,2
produktspezifische Kosten	€/kg P	12,3	13,5	15,0	18,7
prozentuale Änderung der einzelnen Kostenarten	%	0	10	22	52

Für das P-RoC-Verfahren wurde sowohl eine Variantenberechnung für andere Kläranlagen-größen für die kommunale als auch industrielle Variante durchgeführt. Wie in Abbildung 6.5 dargestellt, können die produktspezifischen Kosten durch den Bau einer größeren P-Rückge-winnungsanlage auf einer kommunalen Kläranlagen mit bspw. 1.000.000 angeschlossenen Einwohnerwerten ohne Preissteigerung auf unter 4,0 €/kg P (ca. -67%) reduziert werden. Bei der industriellen Variante können die produktspezifischen Kosten von ca. 3,0 €/kg P auf ca. 1,0 €/kg P gesenkt werden.

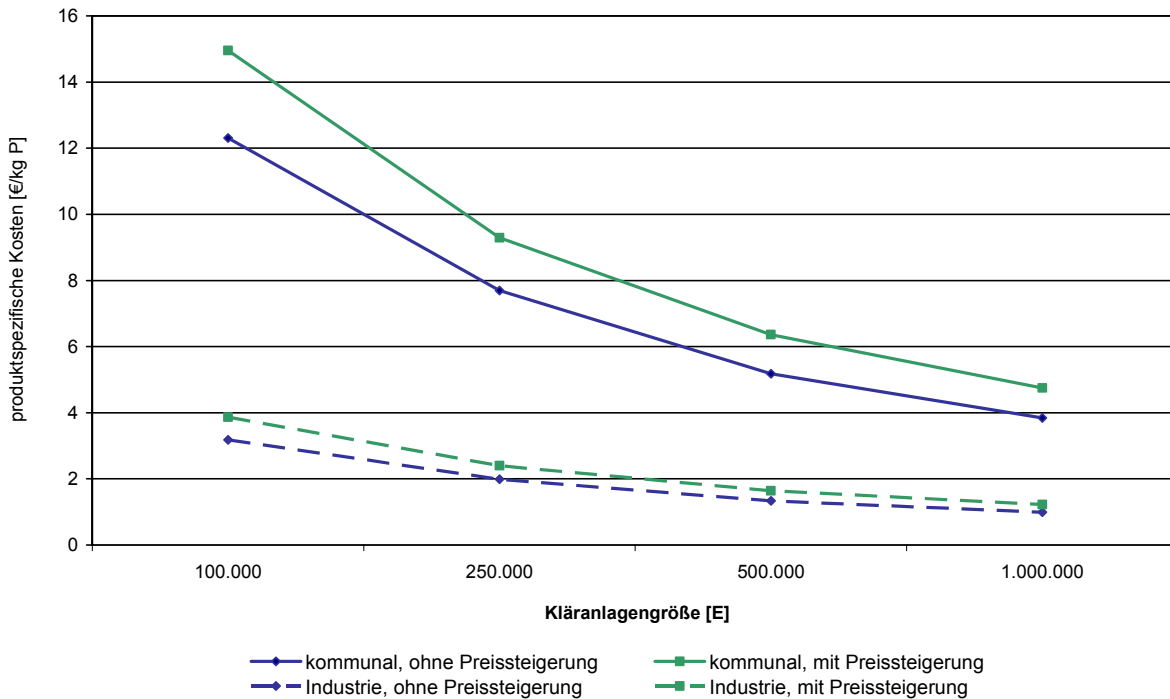


Abbildung 6.5: Kostendegression mit und ohne Preissteigerung (P-RoC)

6.1.2.2 FIX-Phos-Verfahren

Das FIX-Phos-Verfahren wurde ebenfalls im Projekt ProPhos „Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung“ vom Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt entwickelt. Das Fließbild ist in Abbildung 6.6 dargestellt.

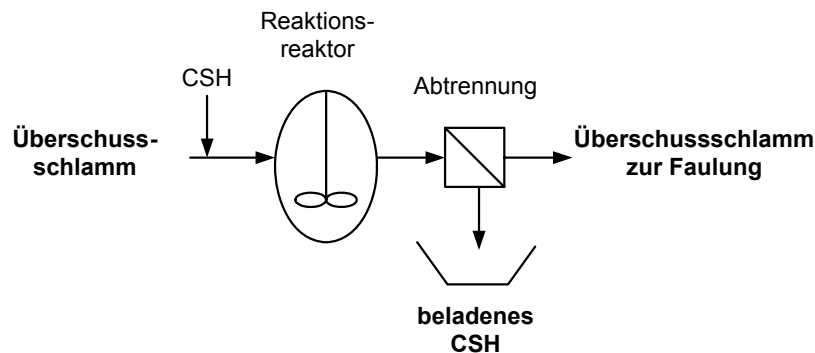


Abbildung 6.6: Fließbild des FIX-Phos-Verfahrens (Variante 2) (nach PETZET und CORNEL, 2009a)

Der Überschussschlamm aus einer Kläranlage mit biologischer Phosphorelimination wird in einem geschlossenen Reaktionsreaktor mit Calciumsilicathydrat (CSH) mit einer Aufenthaltszeit von 10 Tagen anaerob behandelt. Das Polyphosphat und organisch gebundene Phosphat werden in die wässrige Phase überführt und auf der Oberfläche und im Inneren des CSH kristallisiert. Das beladene CSH wird anschließend über ein Sieb abgetrennt.

Bei diesem Verfahren werden zwei unterschiedliche Varianten betrachtet:

1. Getrennte Faulung von Überschussschlamm (ÜSS) und Primärschlamm (PS). Da auf größeren Kläranlagen meist mehrere Faulbehälter und Voreindicker zur Verfügung stehen, kann eine getrennte Faulung vorgenommen werden. Das CSH wird dem ÜSS zugegeben und gemeinsam anaerob behandelt. Es muss lediglich in Siebe und zusätzliche Leitungen investiert werden.
2. Gemeinsame Faulung von ÜSS und PS für kleine Kläranlagen mit nur einem Faulbehälter. Nach der Voreindickung wird der Überschussschlamm in einem Reaktionsreaktor für 10 Tage mit dem CSH anaerob behandelt, das CSH mittels Sieb abgetrennt und der ÜSS anschließend dem vorhandenen Faulbehälter mit dem Primärschlamm zugeführt. Es ist der Bau eines Reaktors für 10 d $HRT_{ÜSS}$, eines Siebes und von Leitungen notwendig.

Grundsätzlich wäre die Zugabe des CSH ebenfalls bei einer gemeinsamen Faulung des Primär- und Sekundärschlammes möglich, jedoch steigt der Aufwand für die Abtrennung des CSH nach der Faulung durch die Störstoffe im Primärschlamm erheblich. Weiter könnte eine getrennte Faulung von Primär- und Überschussschlamm beim Neubau von Faulbehältern berücksichtigt werden. Für die Mengenermittlung des rückgewonnenen Phosphors wird

von einem Überschussschlammanfall von 45 g TS/(E·a), einer Phosphorkonzentration von 3,6% P_{TS} und einem Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnungsanlage von 37% (PETZET und CORNEL, 2009a) ausgegangen. Demnach können 21.878 kg P/a bzw. 0,22 kg P/(E·a) Phosphor für eine 100.000 EW Kläranlage durch das FIX-Phos-Verfahren rückgewonnen werden (Tabelle 6.17).

Es wird davon ausgegangen, dass bei der gemeinsamen und getrennten Faulung von ÜSS und PS das Rückgewinnungspotenzial identisch ist.

Tabelle 6.17: Annahmen zur Berechnung des FIX-Phos-Verfahrens

Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	100.000 E
Überschussschlammanfall	45 g TS/(E·d)
Überschussschlammanfall, eingedickt	1,5 l/(E·d)
Zulauf	
Menge Belebtschlamm	6,84 m ³ /h
TS-Gehalt	33 g/l
P _{ges} Anteil	3,6 % PTS
P _{ges} Konzentration	1,6 g P/(E·d)
P _{ges} Fracht	6,67 kg/h
Rückgewinnungsgrad	37 %
Betriebsstunden	8.000 h/a
Menge P recycelt	21.878 kg P/a
Menge P recycelt EW-spezifisch	0,22 kg P/(E·a)

Die Investitionskosten der Variante 1 beinhalten den Bau eines CSH-Lagers, einer Förder- und Dosiereinrichtung, eines Bogensiebs und Speichers für das beladene CSH. Bei Variante 2 kommt ein Reaktionsreaktor für den ÜSS hinzu. Genauere Angaben sind Tabelle A 66 und Tabelle A 67 im Anhang zu entnehmen.

Die Investitions- und Kapitalkosten der beiden Varianten sind in Tabelle 6.18 zusammengestellt.

Tabelle 6.18: Investitions- und Kapitalkosten (FIX-Phos)

	Investitionskosten		Kapitalkosten	
	Variante 1	Variante 2	Variante 1	Variante 2
	[€]	[€]	[€/a]	[€/a]
Summe Bautechnik	40.000	1.090.000	2.000	55.600
Summe Maschinenteknik	24.500	45.500	2.100	3.800
Summe Elektrotechnik	6.100	273.900	700	32.100
Summe der Kosten	70.600	1.409.400	4.800	91.500

Die Investitionskosten liegen abhängig von der Variante bei 70.600 € für Variante 1 und 1,41 Mio. € für Variante 2. Die Kapitalkosten liegen bei ca. 4.800 €/a und 91.500 €/a.

Tabelle 6.19: Betriebskosten, Variante 1 (FIX-Phos)

Bezeichnung	Spezifikation	Menge	Einheit	Einheitspreis	Gesamtpreis
				€/Einheit	€/a
Betriebsmittel	CSH	274	Mg	100	27.375
Energiebedarf	elektrische Energie	16.000	kWh	0,15	2.400
Personalkosten	10% Personalstelle	0,17	PJ	50.000	8.600
Instandhaltung	Bautechnik (von Invest)	1	%		400
	Maschinentechnik (von Invest)	4	%		980
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		123
Summe der Betriebskosten					39.878
Summe der Betriebskosten, gerundet					39.900

In Tabelle 6.19 sind die Betriebskosten der Variante 1 des FIX-Phos-Verfahrens exemplarisch dargestellt. Veränderungen bei Variante 2 existieren lediglich bei den Kosten für Wartung, da diese prozentual von den Investitionskosten abhängig sind sowie den Energiekosten der Maschinentechnik. Die Betriebskosten der Variante 1 belaufen sich auf ca. 39.900 €/a und die der Variante 2 auf ca. 60.800 €/a.

Die für die beiden Varianten aus den Kapital- und Betriebskosten ermittelten Jahreskosten sowie die produkt- und einwohnerspezifischen Kosten sind in Tabelle 6.20 und Tabelle 6.21 dargestellt.

Tabelle 6.20: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung, Variante 1 (FIX-Phos)

		ohne Preissteigerung		mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	70.600		70.600	
Kapitalkosten	€/a	4.800	11%	5.000	9%
Betriebskosten	€/a	39.900	89%	60.700	91%
Summe Jahreskosten	€/a	44.700	100%	57.700	100%
Projektkostenbarwert	€	875.900		1.130.200	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,5		0,5	
produktspezifische Kosten	€/kg P	2,0		2,5	

Die Jahreskosten liegen bei Variante 1 (Tabelle 6.20) und 2 (Tabelle 6.21) ohne Preissteigerung bei ca. 44.700 €/a und 152.300 €/a und mit Preissteigerung bei ca. 57.700 €/a und ca. 174.800 €/a. Die produktspezifischen Kosten betragen im günstigsten Fall 2,0 €/kg P für Variante 1 ohne Preissteigerung und im teuersten Fall 8,0 €/kg P für Variante 2 mit Preissteigerung.

Bedingt durch die hohen Investitionskosten, aber gleichbleibenden Kosten für das Calcium-

silicathydrat und nur geringfügig höheren Stromkosten bei Variante 2 verändert sich die prozentuale Verteilung der Kapital- und Betriebskosten an den Jahreskosten. Während bei Variante 1 die Betriebskosten mit ca. 90% den Hauptanteil der Jahreskosten ausmachen, nimmt der Anteil bei Variante 2 auf ca. 40 - 46% ab.

Tabelle 6.21: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung, Variante 2 (FIX-Phos)

		ohne Preissteigerung		mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	1.409.400		1.409.400	
Kapitalkosten	€/a	91.500	60%	94.600	54%
Betriebskosten	€/a	60.800	40%	80.200	46%
Summe Jahreskosten	€/a	152.300	100%	174.800	100%
Projektkostenbarwert	€	2.985.200		3.426.300	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	1,5		1,5	
produktspezifische Kosten	€/kg P	7,0		8,0	

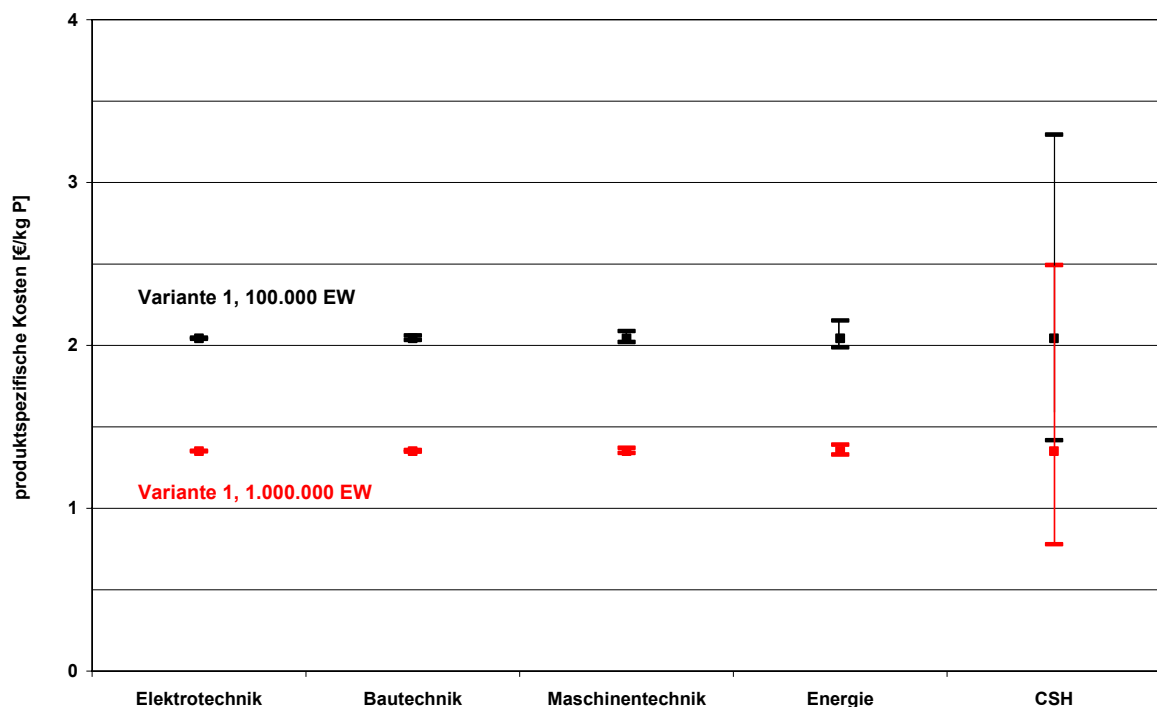
Zur Ermittlung der Kostenveränderung für unterschiedliche Kläranlagengrößen für die zwei Varianten des FIX-Phos-Verfahrens wurde in erster Linie auf die Werke von GÜNTHERT und REICHERTER (2001) „Investitionskosten in der Abwasserentsorgung“ und von SANDER (2003) „Ökonomie der Abwasserbeseitigung“ für die Kostenermittlung zurückgegriffen. Die in der Literatur angegebenen Investitionskosten, beispielsweise von 1997, wurden mit dem entsprechenden Preisindex auf die heutigen (2009) Kosten umgerechnet. In Tabelle 6.22 ist die Kostenveränderung der produktspezifischen Kosten der beiden Varianten mit und ohne Preissteigerung für die Kläranlagengrößen von 100.000, 250.000, 500.000 und 1.000.000 EW angegeben.

Die Veränderung der produktspezifischen Kosten bei den verschiedenen Kläranlagengrößen beider Varianten liegt lediglich im Bereich kleiner 1,0 €/kg P. Mit zunehmender Kläranlagengröße liegen die produktspezifischen Kosten bei Variante 1 ohne Preissteigerung zwischen 2,0 und 1,5 €/kg P bzw. mit Preissteigerung bei 2,5 und 2,0 €/kg P. Diese geringe Abstufung ist darauf zurückzuführen, dass die Jahreskosten zu 89% von den Kosten des CSH abhängig sind und die Menge CSH wiederum vom Klärschlammvolumen abhängt, das in gleichem Verhältnis wie die Kläranlagengröße zunimmt. Dementsprechend haben die Investitionen, die mit zunehmender Kläranlagengröße im Verhältnis geringer werden nur einen sehr geringen Einfluss auf die Jahreskosten.

Tabelle 6.22: Kostenveränderung der produktspezifischen Kosten bei unterschiedlichen Kläranlagengrößen mit und ohne Preissteigerung (FIX-Phos)

Variante		Kläranlagengröße [E]			
		100.000	250.000	500.000	1.000.000
		Produktspezifische Kosten [€/kg P]			
1	ohne Preissteigerung	2,0	1,5	1,5	1,5
2		7,0	5,5		
1	mit Preissteigerung	2,5	2,0	2,0	2,0
2		8,0	6,5		

Exemplarisch wird für Variante 1 die Sensitivitätsanalyse ohne Preissteigerung für die Kläranlagengröße 100.000 E und 1.000.000 E durchgeführt (siehe Abbildung 6.7).

**Abbildung 6.7: Sensitivitätsanalyse, Variante 1 für 100.000 und 1.000.000 E (FIX-Phos)**

Der Einfluss des CSH auf die produktspezifischen Kosten wird durch die Sensitivitätsanalyse deutlich dargestellt. Durch eine Verdopplung bzw. Halbierung des CSH-Preises können die Kosten für ein kg recycelten Phosphor auf gerundet 3,0 €/kg P steigen bzw. auf 1,5 €/kg P bei Variante 1 mit 100.000 EW sinken.

Tabelle 6.23: Sensitivitätsanalyse, Zinssatz Variante 1, 100.000 E (FIX-Phos)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe der Jahreskosten	€/a	44.000	44.300	44.700	45.100	45.600
Projektkostenbarwert	€	7.027.700	6.573.700	5.789.600	5.141.800	4.602.800
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5
produktspezifische Kosten	€/kg P	2,0	2,0	2,0	2,1	2,1

In Tabelle 6.23 und Tabelle 6.24 ist die Sensitivitätsanalyse des Zinssatzes und der Preissteigerung für Variante 1 mit der Standardkläranlagengröße von 100.000 EW für das FIX-Phos-Verfahren dargestellt. Eine Veränderung des Zinssatzes hat auf die produktspezifischen Kosten einen sehr geringen Einfluss im Cent-Bereich, was ebenfalls mit den geringen Investitionskosten im Vergleich zu den Betriebsmitteln zusammenhängt. Die Preissteigerung zeigt, dass durch den Anstieg der Preise für die Betriebsmittel und Reinvestitionen die produktspezifischen Kosten von ca. 2,0 auf ca. 3,5 €/kg P steigen.

Tabelle 6.24: Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung Variante 1, 100.000 E (FIX-Phos)

		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebskosten)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe Jahreskosten	€/a	44.700	50.600	57.700	76.400
Projektkostenbarwert	€	875.900	991.700	1.130.200	1.446.800
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,4	0,5	0,6	0,8
produktspezifische Kosten	€/kg P	2,0	2,3	2,6	3,5
prozentuale Änderung der einzelnen Kostenarten	%	0	13	29	71

Durch die Behandlung des Überschussschlammes oder des Klärschlammes mit Calciumsilicathydrat sind folgende Vorteile bzw. Einsparungen anzunehmen, die monetär nicht in der Kostenabschätzung berücksichtigt werden, jedoch erheblich zu der Wirtschaftlichkeit des Verfahrens beitragen können (PETZET, 2010a):

- Verbesserung der Entwässerbarkeit durch niedrigere Phosphorkonzentrationen im Schlammwasser
- Reduzierung der Kosten die im Zusammenhang mit der MAP Problematik auf Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination auftreten können
 - Verzicht auf den Einsatz von Anti-scaling Mitteln um MAP-Ablagerungen zu verhindern
 - Verringerung des Wartungs- und Reparaturaufwands (Austausch und Reparatur von Rohrleitungen und Pumpen)
 - Reduktion des Fällmittelbedarf, falls diese eingesetzt werden

6.1.2.3 SESAL-Phos-Verfahren

Das SESAL-Phos-Verfahren „Rückgewinnung von Phosphor und Aluminium aus Klärschlammaschen mittels kombinierter saurer und basischer Elution“ wurde vom Institut IWAR der Technischen Universität in Darmstadt entwickelt. Das Verfahrensfliessbild ist in Abbildung 6.8 dargestellt.

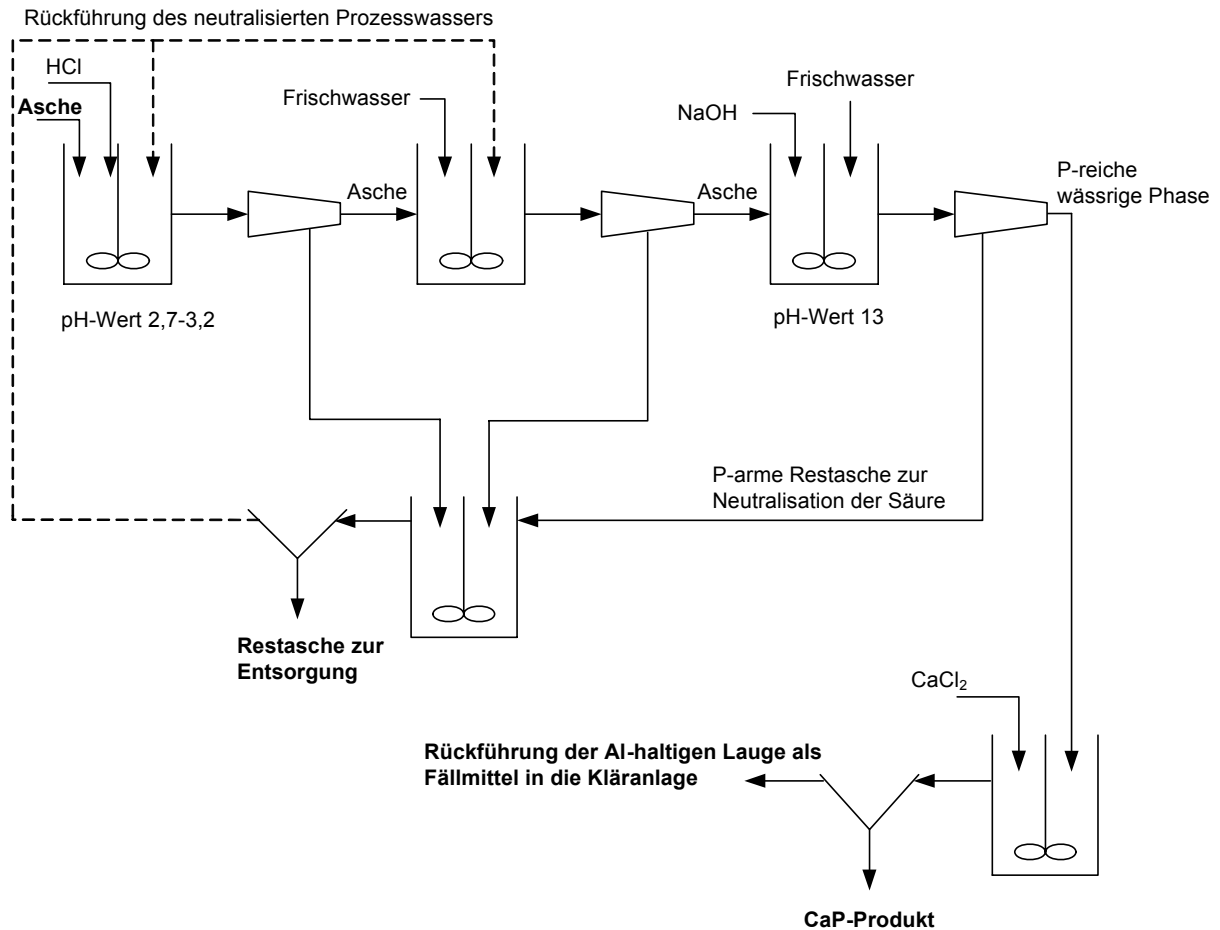


Abbildung 6.8: Fließbild des SESAL-Phos-Verfahrens (nach PETZET und CORNEL, 2009b)

Das Verfahren basiert auf einer achtstündigen Elution der Klärschlammasche mit Salzsäure (HCl), wobei es zu einer Rücklösung von Calcium, Magnesium, Kalium und Schwermetallen kommt. Der Phosphor wird nur zu geringen Anteilen rückgelöst. Die nach einer Fest-Flüssig-Trennung zurückbleibende Asche wird in einem weiteren Behandlungsschritt ebenfalls 8 Stunden bei pH 13 eluiert. Phosphor und Aluminium gehen in Lösung und nach Abtrennung der Asche wird mittels Zugabe von Calciumchlorid Calciumphosphat gewonnen. Der aluminiumhaltige, basische Überstand kann als Fällmittel auf Kläranlagen beispielsweise zur Phosphorelimination wiederverwendet werden. Die ausgefallenen Schwermetalle werden zusammen mit der Restasche entsorgt.

Als wichtige Rahmenbedingung kann im Gegensatz zum PASCH-Verfahren (siehe Kapitel 6.1.3) nur Klärschlammasche zur Phosphorrückgewinnung verwendet werden, die aus Rück-

ständen bei der Verbrennung von Klärschlamm entsteht, die auf Kläranlagen mit Aluminiumfällung zur Phosphorelimination anfallen.

Die Berechnung basiert bei der Phosphorrückgewinnung aus Asche auf einer Anlagengröße mit einem Aschedurchsatz von 30.000 Mg TS/a. Unter der Annahme, dass die Asche eine Phosphorkonzentration von 6,1% P besitzt und der Wirkungsgrad der Rückgewinnungsanlage bei 63% (PETZET und CORNEL, 2009b) liegt, ergibt sich in der Modellberechnung eine rückgewinnbare Phosphormenge von ca. 1.153 Mg P/a bzw. 0,39 kg P/(E·a). Die Annahmen zur Berechnung des SESAL-Phos-Verfahrens sind in Tabelle 6.25 dargestellt.

Tabelle 6.25: Annahmen zur Berechnung des SESAL-Phos-Verfahrens

Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	2.935.421 E
Anlagenkapazität	30.000 Mg/a
Ascheanfall	28 g TS/(E·d)
Zulauf	
Asche	3,75 Mg/h
P _{ges} Konzentration	6,1 % P TS
P _{ges} Fracht	209 kg/h
Rückgewinnungsgrad	63 %
Betriebsstunden	8.000 h/a
Menge P recycelt	1.152.900 kg P/a
Menge P recycelt EW-spezifisch	0,39 kg P/(E·a)

In Tabelle A 68 sind die zum Bau der Phosphorrückgewinnungsanlage notwendigen Anlagenteile aufgelistet.

Tabelle 6.26: Investitionskosten- und Kapitalkosten (SESAL-Phos)

	Investitionskosten	Kapitalkosten
	[€/a]	[€/a]
Summe Bautechnik	4.251.500	230.700
Summe Maschinenteknik	3.504.100	293.500
Summe Elektrotechnik	661.500	77.500
Summe der Kosten	8.687.000	601.700

Die Investitions- und Kapitalkosten aufgesplittet in Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik des SESAL-Phos-Verfahrens sind in Tabelle 6.26 dargestellt. Die Investitionskosten belaufen sich insgesamt auf ca. 8,69 Mio. € und die Kapitalkosten auf ca. 601.700 €/a.

Tabelle 6.27: Betriebskosten (SESAL-Phos)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit	Einheitspreis [€/Einheit]	Gesamtpreis [€/a]
Betriebsmittel	Salzsäure 33%	12.368	Mg	90	1.113.120
	Natronlauge 50%	29.261	Mg	150	4.389.120
	Calciumchlorid 34%	24.618	Mg	95	2.338.739
	Wasser	600.000	m ³	0,5	300.000
Energiebedarf	elektrische Energie	2.976.000	kWh	0,15	446.400
Entsorgung der Reststoffe	Abwasser	300.000	m ³	2	600.000
Personalkosten	2-Schicht-Betrieb	16	PJ	50.000	800.000
Wartung	Bautechnik (von Invest)	1	%		45.215
	Maschinenteknik (von Invest)	4	%		140.162
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		13.229
Summe der Betriebskosten					10.185.987
Summe der Betriebskosten, gerundet					10.186.000

Die Betriebskosten liegen jährlich bei ca. 10,19 Mio. €/a und werden zu ca. 41% von den Betriebsmitteln für die Natronlauge und zu ca. 22% vom Calciumchlorid bestimmt. Die jährlichen Wartungskosten für die Anlagentechnik tragen lediglich zu ca. 2% an den gesamten Betriebskosten bei (Tabelle 6.27). Es ist zu prüfen, ob das anfallende Abwasser ohne vorherige Reinigung und Abtrennung der Schwermetalle in das öffentliche Kanalnetz eingeleitet werden kann. Zu beachten ist, dass sich die Entsorgungskosten des anfallenden Abwassers gegebenenfalls erhöhen können.

Tabelle 6.28: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (SESAL-Phos)

		ohne Preissteigerung		mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	8.687.000		8.687.000	
Kapitalkosten	€/a	601.700	6%	627.000	4%
Betriebskosten	€/a	10.186.000	94%	13.450.300	96%
Summe Jahreskosten	€/a	10.787.700	100%	14.077.300	100%
Projektkostenbarwert	€	211.444.300		275.920.200	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	3,5		5,0	
produktspezifische Kosten	€/kg P	9,5		12,0	

Die aus den Kapital- und Betriebskosten ermittelten Jahreskosten liegen beim SESAL-Phos-Verfahren bei ca. 10,79 Mio. €/a. Unter Berücksichtigung einer rückgewonnenen Phosphormenge von 1.153 Mg P/a entspricht dies produktspezifischen Kosten von 9,5 €/kg P und einwohnerspezifischen Kosten von ca. 3,5 €/(E·a). Durch den Ansatz einer Preissteigerung von 1% für die Reinvestitionen und 2% für die Betriebskosten ergeben sich Jahreskosten

von ca. 14,08 Mio. €/a, produktspezifische Kosten von 12,0 €/kg P und einwohnerspezifische Kosten von ca. 5,0 €/(E·a) (Tabelle 6.28).

Tabelle 6.29: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung unter Einbeziehung der Einsparungen (SESAL-Phos)

		ohne Preissteigerung		mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	8.687.000		8.687.000	
Kapitalkosten	€/a	601.700	7%	627.000	6%
Betriebskosten	€/a	10.186.000	93%	13.450.300	94%
Einsparungen	€/a	-2.030.200		-2.680.800	
Summe Jahreskosten	€/a	8.757.500	100%	11.396.500	100%
Projektkostenbarwert	€	171.652.000		223.375.700	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	3,0		4,0	
produktspezifische Kosten	€/kg P	7,5		10,0	

Unter der idealisierten Annahme, dass die beim SESAL-Phos-Verfahren anfallende Aluminiumlösung zu gleichwertigen Kosten wie herkömmliche Fällungsmittel an Kläranlagen verkauft werden können, ergeben sich jährliche Einsparungen von ca. 2,03 Mio. €/a bzw. mit Preissteigerung von ca. 2,68 Mio. €/a. Durch die Einsparungen können die produktspezifischen Kosten um 2,0 €/kg P auf 7,5 €/kg P und die einwohnerspezifischen Kosten ohne Preissteigerung um 0,5 €/(E·a) auf 3,0 €/(E·a) gesenkt werden. Bei Berücksichtigung der Preissteigerung liegen die produktspezifischen Kosten bei 10,0 €/kg P und die einwohnerspezifischen Kosten bei 4,0 €/(E·a) (Tabelle 6.29).

Ob die Aluminiumlösung zu dem Preis wie herkömmliche Fällmittel abgenommen wird oder einen niedrigeren Marktwert besitzt, muss durch eine Einzelfallprüfung geklärt werden.

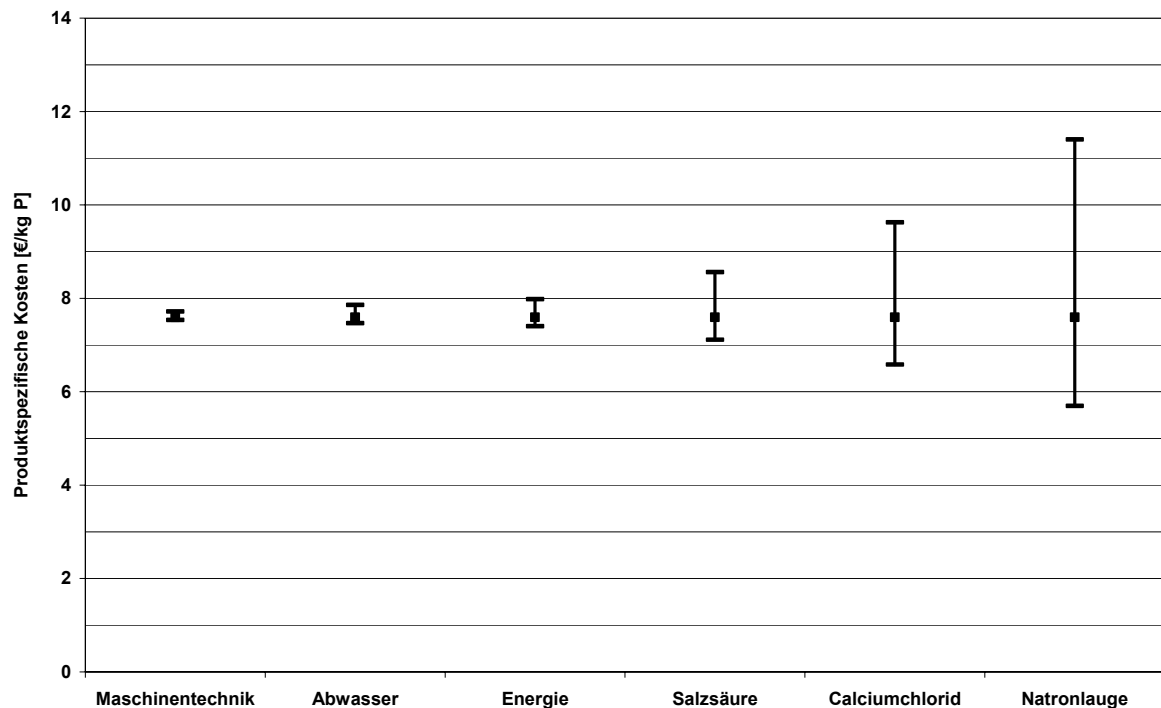


Abbildung 6.9: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (SESAL-Phos)

Durch eine Verdopplung bzw. Halbierung der Betriebsmittelpreise kann in der Sensitivitätsanalyse der Einfluss einer Preisänderung in Bezug auf die einzelnen Betriebsmittel dargestellt werden. Den stärksten Einfluss auf die produktspezifischen Kosten haben Natronlauge, Calciumchlorid und Salzsäure. Bei einer Verdopplung des Natronlaugepreises würden die Kosten auf über 11,5 €/kg P steigen bzw. bei einer Halbierung des Preises auf unter 6,0 €/kg P sinken (Abbildung 6.9).

Die Variation des Zinssatzes von 3% auf 1% bzw. 5% hat bei den einwohner- und produktspezifischen Kosten lediglich einen Einfluss im Cent-Bereich, was durch den sehr geringen prozentualen Anteil der Kapitalkosten an den Jahreskosten zu erklären ist (siehe Tabelle 6.30).

Tabelle 6.30: Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (SESAL-Phos)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe Jahreskosten	€/a	8.652.100	8.704.000	8.757.600	8.814.000	8.873.200
Projektkostenbarwert	€	224.272.100	194.937.000	171.652.000	152.413.700	136.405.600
einwohnerspezifische Kosten	€/(Ea)	2,9	3,0	3,0	3,0	3,0
produktspezifische Kosten	€/kg P	7,5	7,5	7,6	7,6	7,7

Aufgrund des hohen prozentualen Anteils der Betriebskosten an den Jahreskosten hat eine Veränderung der jährlichen Preissteigerung einen starken Einfluss auf die produktspezifischen Kosten. In Tabelle 6.31 ist die Veränderung der einzelnen Kostenarten abhängig

von der Preissteigerung (0 – 4%) dargestellt. Die Kosten erhöhen sich bei einer Preissteigerung für die Reinvestitionen von 2% und für die Betriebsmittel von 4% um insgesamt 74%, was die produktspezifischen Kosten von 7,6 €/kg P auf 13,2 €/kg P ansteigen lässt.

Tabelle 6.31: Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (SESAL-Phos)

		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebsmittel)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe der Jahreskosten	€/a	8.757.600	9.958.600	11.396.500	15.206.600
Projektkostenbarwert	€	171.652.000	195.192.400	223.375.700	298.055.700
einwohnerspezifische Kosten	€/(Ea)	3,0	3,4	3,9	5,2
produktspezifische Kosten	€/kg P	7,6	8,6	9,9	13,2
prozentuale Änderung der einzelnen Kostenarten	%	0	14	30	74

Die achtstündige Eluationsdauer der Klärschlammaschen wurde nach Angaben der Verfahrensentwickler nicht auf Basis von kinetischen Untersuchungen ermittelt. Nach der Feststellung, dass nach achtstündiger Eluationsdauer ausreichend Phosphor rückgelöst werden kann, wurde kein kinetisches und verfahrenstechnisches Optimum zur Versuchsdauer erforscht. Nach Aussage der Verfahrensentwickler, kann die Eluationsdauer deutlich unterhalb der angegeben acht Stunden betragen. Da die Aufenthaltsdauer der Aschen im System u.a. die Reaktorgrößen bestimmt, ist eine verlässliche Aussage zur Kostenabschätzung erforderlich. Sollte für die Rücklösung eine Eluationsdauer von beispielsweise nur vier Stunden ausreichend sein, könnten die Investitionskosten um ca. 2 Millionen Euro gesenkt werden. Da die Kapitalkosten jedoch nur einen sehr geringen Anteil von ca. 6% (siehe Tabelle 6.28) an den Jahreskosten aufweisen, hat die Einsparung der Investitionskosten nur einen Einfluss im Cent-Bereich für die produktspezifischen Kosten.

Bei einem Up- oder Downscaling der Anlagenkapazität für eine Kostenabschätzung würden die Betriebsmittelkosten konstant bleiben. Variablen wären die Personalkosten und Wartungskosten für die Anlagentechnik. Es ist jedoch aufgrund des geringen Einflusses der Kapitalkosten auf die Jahreskosten nicht davon auszugehen, dass die produktspezifischen Kosten sich durch eine Veränderung der Anlagenkapazität maßgeblich ändern werden.

6.1.3 Projekt PASCH: Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm

Im Projekt PASCH „Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm“ (FKZ 02WA0793, 02WA0794 und 02WA0795) wurde ein Verfahren im Labor- und Technikumsmaßstab entwickelt, in dem aus Klärschlammasche von Monoverbrennungsanlagen Phosphor durch einen nass-chemischen Aufschluss rückgewonnen werden kann. Das PASCH-Verfahren basiert auf drei Hauptschritten: Chemischer Aufschluss der Aschen (Laugung), Reinigung der Aufschlusslösung sowie der Produktfällung.

Zur Freisetzung des Phosphats aus der Klärschlammasche wird diese in einem Rührbehälter mit verdünnter Salzsäure bei Umgebungstemperatur vermischt. Anschließend wird die Laugungslösung von dem verbliebenen Rückstand getrennt, der Rückstand gewaschen und weitgehend vom Waschwasser befreit. Die chloridische Laugungslösung wird zur Abtrennung der mitgelösten Metalle, die als Chlorokomplexe vorliegen, einem mehrstufigen Solventextraktionsprozess unterzogen, für den eine zweistufige Mixer-Settler-Einheit empfohlen wird. Das mit den Metallen beladene Extraktionsmittel wird in einem Nebenprozess gewaschen, reextrahiert und regeneriert, so dass es erneut eingesetzt werden kann. Als letzter Prozessschritt wird die Produktfällung aus der Laugungslösung durchgeführt. Hierbei wurden im Versuchsbetrieb verschiedene Produkte generiert. Das PASCH-Verfahren ermöglicht somit die Herstellung zweier unterschiedlich zusammengesetzter Calciumphosphate sowie eines Magnesiumphosphats (Abbildung 6.10).

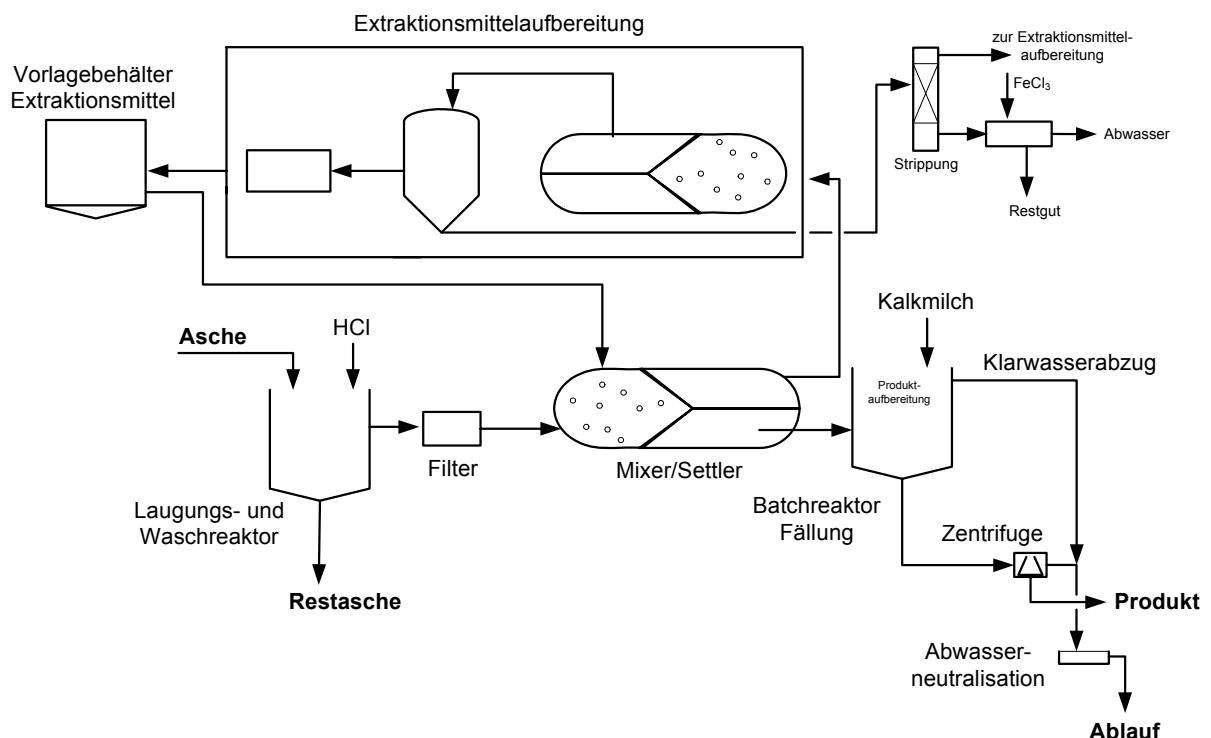


Abbildung 6.10: Fließbild des PASCH-Verfahrens (nach MONTAG et al., 2010)

Die für die Kostenabschätzung benötigten Anlagendaten sind Tabelle 6.32 zu entnehmen. Wie beim SESAL-Phos-Verfahren wird auch hier mit einer Anlagengröße von 30.000 Mg/a Klärschlammascheninput gerechnet. Bei einem Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnungsanlage von 90% liegt die rückgewinnbare Phosphormenge in der Modelberechnung bei 1.647 Mg P/a bzw. 0,56 kg P/(E·a).

Tabelle 6.32: Annahmen zur Bemessung des PASCH-Prozesses

theoretische Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	2.935.421 E
Anlagenkapazität	30.000 Mg TS/a
spezifischer Ascheanfall	28 g TS/(E·d)
Zulauf	
Asche	3,75 Mg/h
P _{ges} Konzentration	6,1 % P/TS
P _{ges} Fracht	209 kg/h
Rückgewinnungspotenzial	90 %
Betriebsstunden	8.000 h/a
Menge P recycelt	1.647.000 kg P/a
Menge P recycelt EW-spezifisch	0,56 kg P/(E·a)

Die Angaben zu den benötigten Anlagenteilen, Hinweise zur Auslegung und Ausgestaltung sowie die Preise der Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik stammen von der ATEMIS Ingenieurgesellschaft GmbH und sind in Tabelle A 69 im Anhang dargestellt.

In Tabelle 6.33 sind die Investitions- und Kapitalkosten der Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik des PASCH-Verfahrens dargestellt. Die Investitionskosten belaufen sich auf 4,76 Mio. € und die Kapitalkosten auf jährlich ca. 356.900 €/a.

Tabelle 6.33: Investitions- und Kapitalkosten (PASCH)

	Investitionskosten	Kapitalkosten
	[€/a]	[€/a]
Summe Bautechnik	1.816.800	92.700
Summe Maschinenteknik	2.396.500	200.700
Summe Elektrotechnik	541.800	63.500
Summe der Kosten	4.755.100	356.900

Die Betriebsmittel und –kosten sind in Tabelle 6.34 dargestellt.

Tabelle 6.34: Betriebskosten (PASCH)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit	Einheitspreis	Gesamtpreis
				[€/Einheit]	[€/a]
Betriebsmittel	Salzsäure 33%	35.262	m ³	90	3.173.580
	Ammoniak	338	Mg	135	45.605
	Branntkalk CaO	9.851	Mg	95	935.845
	Ammoniumhydrogen-carbonat	510	Mg	150	76.500
	Lösungsmittelersatz	72	Mg	2.000	144.000
	Eisen-III-Chlorid	2.324	Mg	150	348.600
	Wasser	270.647	m ³	0,5	135.324
Energiebedarf	elektrische Energie	1.731.078	kWh	0,15	259.662
Entsorgung der Reststoffe	Fällschlamm	600	Mg	500	300.000
	Abwasser	270.647	m ³	2	541.294
Personalkosten	3-Schicht-Betrieb	16	PJ	50.000	800.000
Instandhaltung	Bautechnik (von Invest)	1	%		18.168
	Maschinenteknik (von Invest)	4	%		95.860
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		10.835
Summe Betriebskosten					6.885.272
Summe Betriebskosten, gerundet					6.885.300

Der mit Schwermetallen versetzte Fällschlamm wird für 500 €/Mg TS in einer entsprechenden Behandlungsanlage entsorgt. Der Personalbedarf von 16 Arbeitern (inkl. Urlaubs- und Krankheitszeit) entspricht einer Betreuung der Phosphorrückgewinnungsanlage mit 3 Personen je Schicht, so dass Anlieferung, Rückgewinnung und Ablieferung von Produkt und Reststoffen stets überwacht werden. Die Summe der Betriebskosten beläuft sich auf jährlich ca. 6,89 Mio. € (siehe Tabelle 6.34).

Tabelle 6.35: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (PASCH)

		Ohne Preissteigerung		Mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	4.755.000		4.755.000	
Kapitalkosten	€/a	356.900	5%	375.100	4%
Betriebskosten	€/a	6.885.300	95%	9.091.800	96%
Summe Jahreskosten	€/a	7.242.200	100%	9.466.900	100%
Projektkostenbarwert	€	141.950.600		185.555.200	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	2,50		3,00	
produktspezifische Kosten	€/kg P	4,50		5,50	

Die Jahreskosten werden aus den Kapital- und Betriebskosten ermittelt und liegen beim PASCH-Verfahren bei ca. 7,24 Mio. €/a. Dies entspricht bei der rückgewonnenen Phosphor-

menge von 1.647 Mg P/a produktspezifischen Kosten von gerundet 4,5 €/kg P bzw. einwohnerspezifischen Kosten von ca. 2,5 €/(E·a). Unter Berücksichtigung der Preissteigerungsraten von 1% für die Reinvestitionen und 2% für die Betriebsmittel belaufen sich die produktspezifischen Kosten auf 5,5 €/kg P und die einwohnerspezifischen Kosten auf 3,0 €/(E·a).

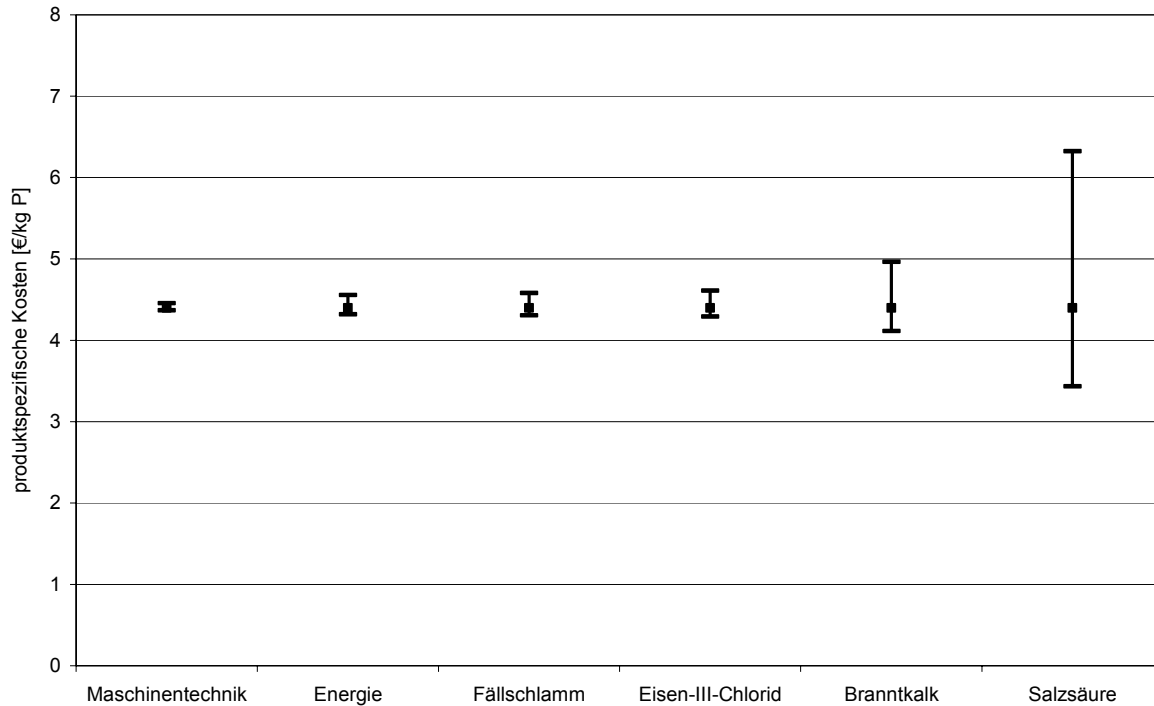


Abbildung 6.11: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (PASCH)

Den stärksten Einfluss auf die produktspezifischen Kosten hat der Salzsäurepreis. Durch eine Verdopplung bzw. Halbierung des Salzsäurepreises können die Kosten für ein kg Phosphor von 4,5 €/kg P auf 6,0 €/kg P steigen bzw. auf 3,5 €/kg P sinken.

Die Sensitivitätsanalyse des Zinssatzes (Tabelle 6.36) sowie der Preissteigerungsrate (Tabelle 6.37) spiegelt den hohen prozentualen Anteil der Betriebskosten (95%) im Vergleich zu den Kapitalkosten an den Jahreskosten wider. Während die Anhebung des Zinssatzes bei den produktspezifischen Kosten von 3% auf 5% einen Unterschied im Cent-Bereich ausmacht, reagieren die produktspezifischen Kosten bei einer Anhebung der Preissteigerungsrate deutlich empfindlicher.

Tabelle 6.36: Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (PASCH)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe Jahreskosten	€/a	7.185.700	7.213.200	7.242.200	7.272.700	7.304.500
Projektkostenbarwert	€	185.449.400	161.548.200	141.950.600	125.760.700	112.290.500
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	2,4	2,5	2,5	2,5	2,5
produktspez. Kosten	€/kg P	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4

Bedingt durch den starken Einfluss der Betriebskosten an den einzelnen Kostenarten steigen die produktspezifischen Kosten bei einem Zinssatz der Reinvestitionen von 2% und der Betriebskosten von 4% um 75% von 4,4 €/kg P auf 7,7 €/kg P. Somit hat die jährliche Preissteigerung nennenswerte Auswirkungen auf die Kosten des PASCH-Verfahrens.

Tabelle 6.37: Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (PASCH)

		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebskosten)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe Jahreskosten	€/a	7.242.200	8.254.600	9.466.900	12.679.900
Projektkostenbarwert	€	141.950.600	161.794.200	185.555.200	248.530.900
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	2,5	2,8	3,2	4,3
produktspezifische Kosten	€/kg P	4,4	5,0	5,7	7,7
prozentuale Änderung der einzelnen Kostenarten	%	0	14	31	75

Bei einer Kostenabschätzung für eine Rückgewinnungsanlage mit einer höheren bzw. niedrigeren Anlagenkapazität als 30.000 Mg TS/a, würden die spezifischen Betriebsmittel- und Entsorgungskosten der Reststoffe konstant bleiben. Einzige Variablen wären die Personalkosten, die jedoch keinen nennenswerten Einfluss (11%) auf die Jahreskosten haben, und die Instandhaltungskosten, die von den Investitionskosten für Bau-, Maschinen- und der Elektrotechnik abhängig sind und ebenfalls nur einen geringen Einfluss aufweisen. Resultierend daraus ist nicht davon auszugehen, dass sich die produktspezifischen Kosten bei einer Erhöhung bzw. Senkung (im sinnvollen Bereich) der Anlagenkapazität grundlegend verändern.

6.1.4 Vergleich der untersuchten Verfahren

Es ist noch einmal grundsätzlich darauf hinzuweisen, dass die berechneten Kosten der einzelnen Verfahren nur Schätzungen auf Basis der wissenschaftlichen Untersuchungen darstellen. Die Kosten können sich beispielsweise durch den Erwerb eines Grundstücks, durch andere Phosphorkonzentrationen im Abwasser, Schlamm oder Klärschlamm sowie eventuell durch bereits vorhandene oder leerstehende Reaktionsbecken oder ungenutzte Aggregate deutlich verändern.

Die LAWA-Leitlinien sehen neben der Kostenberechnung und Sensitivitätsanalyse die Gegenüberstellung der unterschiedlichen berechneten Varianten vor. Die Voraussetzung zum Vergleich der einzelnen Varianten untereinander ist durch den gleichen Betriebsbeginn und die gleiche Nutzungsdauer formal erfüllt, wodurch die Projektkostenbarwerte und Jahreskosten untereinander verglichen werden können. In Tabelle 6.38 sind die einzelnen Kostenarten der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren vergleichend dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass die Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche für ca. 3 Mio. angeschlossene Einwohner dimensioniert und berechnet wurden und die für die P-Rückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm für die Basisanschlussgröße von 100.000 EW und erweitert bis zu 1 Mio. EW.

Tabelle 6.38: Vergleich der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren

		PHOXNAN	P-RoC, kommunal	Fix-Phos, V1	Sesal-Phos	PASCH
Anschlussgröße	E	100.000	100.000	100.000	ca. 3 Mio.	ca. 3 Mio.
Investitionskosten	€	2.430.600	388.200	70.600	8.687.000	4.755.000
Kapitalkosten	€/a	211.900	33.200	4.800	601.700	356.900
Betriebskosten	€/a	584.000	47.700	39.900	10.186.000	6.885.300
Summe Jahreskosten	€/a	354.300 *	80.900	44.700	8.757.500 *	7.242.200
Projektkostenbarwert	€	6.943.900 *	1.585.000	875.900	171.652.000 *	141.950.600
einwohnerspezifische Kosten	€/(E•a)	3,5 *	1,0	0,5	3,0 *	2,5
produktspezifische Kosten	€/kg P	11,0 *	12,5	2,0	7,5 *	4,5

* Einsparungen inbegriffen

Da sich die Investitionskosten der Verfahren in den absoluten Beträgen sehr stark unterscheiden, die Betriebsmittelkosten im Verhältnis zu den Kapitalkosten je Verfahren ähnlich sind, ist eine graphische Darstellung der Projektkostenbarwerte über 30 Jahre nicht zielführend.

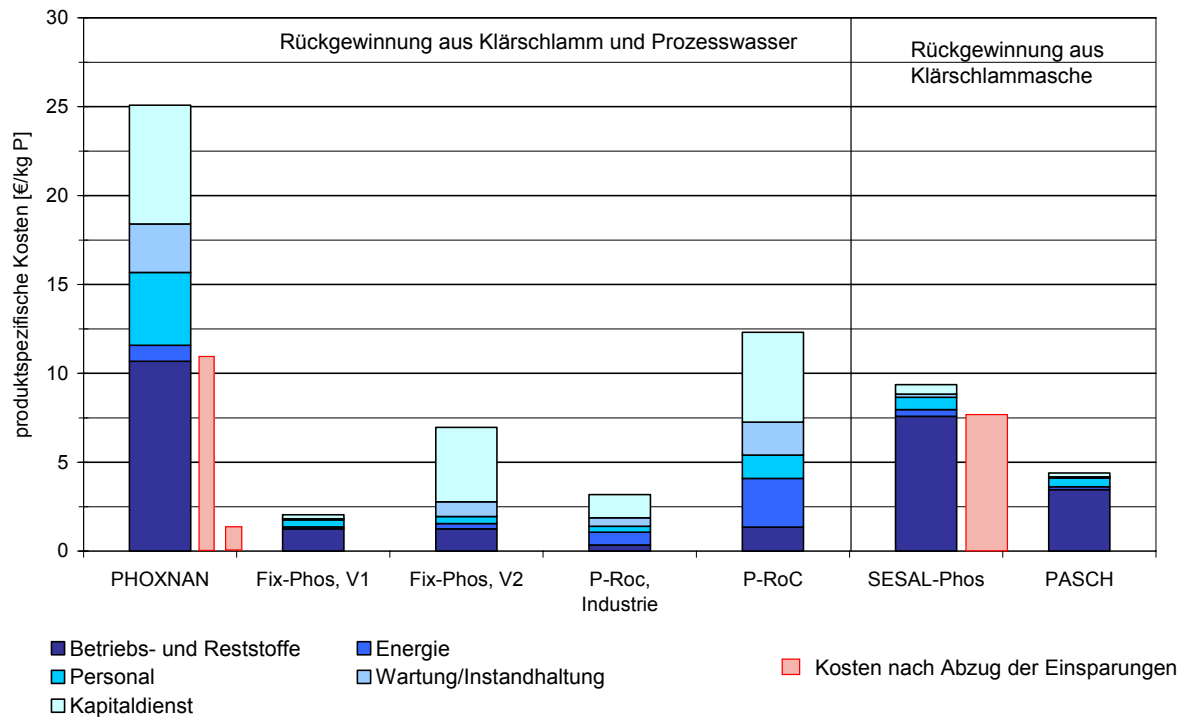


Abbildung 6.12: Gegenüberstellung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren

In Abbildung 6.12 sind die einzelnen Verfahren gegliedert nach Anteilen an Betriebs- und Reststoffen, Energie, Personal, Wartung/Instandhaltung sowie an Kapitaldienst an den produktspezifischen Kosten in €/kg P dargestellt. Die roten Balken neben den Verfahren PHOXNAN und SESAL-Phos stellen die produktspezifischen Kosten inklusive der Einsparungen dar. Die Varianten des FIX-Phos-Verfahrens sind in Kapitel 6.1.2.2 und die des P-RoC-Verfahrens in Kapitel 6.1.2.1 beschrieben.

Auffällig sind die sehr hohen Betriebsmittelkosten bei den Verfahren PHOXNAN und SESAL-Phos, die mit dem Einsatz von Sauerstoff bzw. Natronlauge und Calciumchlorid zu erklären sind. Die Energiekosten sind mit Ausnahme des P-RoC-Verfahrens sehr gering. Die hohen Personalkosten beim PHOXNAN-Verfahren beruhen auf der komplexen Prozessführung des Verfahrens, so dass im Vergleich zu den Verfahren P-RoC und FIX-Phos mehr Personalbedarf besteht. Im absoluten Vergleich benötigen die Verfahren PASCH und SESAL-Phos, bedingt durch die große Anlagengröße, mehr Personal. Jedoch kann dies im Vergleich zu der hohen rückgewinnbaren Phosphormenge relativiert werden.

In Tabelle 6.39 sind die Verfahren der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm (FIX-Phos, PHOXNAN) und in Tabelle 6.40 die der Rückgewinnung aus Klärschlammmasche (PASCH, SESAL-Phos) vergleichend dargestellt. Da bis auf das P-RoC-Verfahren kein weiteres in der Förderinitiative entwickelte Verfahren die Rückgewinnung aus Abwasser vorsieht, ist ein Vergleich des P-RoC-Verfahrens nicht möglich.

Tabelle 6.39: Vergleich der Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlamm (FIX-Phos, PHOXNAN)

Verfahren	Kosten [€/kg P]	Investitionskosten [€]	spez. Investitionskosten [€/E]	Verfahrenstechnischer Aufwand	Verfahrenstechnische Einschränkung	Betriebsmittelbedarf	P-Rückgewinnungspotential
Fix-Phos V1 / V2	2,0 / 7,0	70.600 / 1.409.400	0,5 / 14,0	einfach, in jede Kläranlage mit Faulbehälter integrierbar	nur ÜSS aus Bio-P möglich	sehr gering	niedrig, 37%
PHOXNAN	11,5 / 1,5	2.430.600	24,0	aufwändig	keine (zwei Verfahren entwickelt, für KS mit hohen und niedrigen Eisengehalten)	hoch	gut, 51%

Das FIX-Phos-Verfahren (Variante 1 und 2) ist bereits heute, trotz des geringen Rückgewinnungspotenzials von 37%, eine günstige Variante Phosphor aus Klärschlämmen rückzugewinnen. Die Prozessführung ist im Vergleich zum PHOXNAN-Verfahren einfach. Ferner wird lediglich Calciumsilicathydrat als Betriebsmittel benötigt und letztlich sind auch die in Kapitel 6.1.2.2 beschriebenen nicht monetär angerechneten, positiven Effekte auf die Schlammbehandlung zu berücksichtigen.

Tabelle 6.40: Vergleich der Rückgewinnungsverfahren aus Klärschlammasche (PASCH, SESAL-Phos)

Verfahren	Kosten [€/kg P]	Investitionskosten [€]	spez. Investitionskosten [€/E]	Verfahrenstechnischer Aufwand	Verfahrenstechnische Einschränkung	Betriebsmittelbedarf	P-Rückgewinnungspotential
PASCH	4,5	4.755.000	1,5	aufwändig	keine	Anzahl Chemikalien hoch Menge niedrig	sehr hoch, 90%
Sesal-Phos	7,5	8.687.500	3,0	aufwändig	es können nur Aluminiumaschen verarbeitet werden	Anzahl Chemikalien niedrig Menge hoch	gut, 63%

Das PASCH-Verfahren ist kostengünstiger im Vergleich zum SESAL-Phos-Verfahren, zumal bei letzterem Verfahren die Einsparungen unter optimalen Bedingungen berechnet wurden und eventuell niedriger ausfallen können und somit die produktspezifischen Kosten wieder steigen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass im SESAL-Phos-Verfahren nur Klärschlammasche von Klärschlämmen, die auf Kläranlagen mit Aluminiumfällung zur Phosphorelimination anfallen, eingesetzt werden können. Im Regelfall werden auf derzeit 65% der Kläranlagen Eisensalze verwendet. Nur auf 23% der Anlagen wird mit Aluminiumsalzen gefällt (DWA, 2005).

Die Wirtschaftlichkeit des P-RoC-Verfahrens ist sehr stark von den Phosphorkonzentrationen im Abwasser abhängig, was die industrielle Variante mit einer erhöhten P-Konzentration verdeutlicht (siehe Kapitel 6.1.2.1).

In Abbildung 6.13 sind die in der Förderinitiative entwickelten Verfahren gegenübergestellt. Dabei ist das Verhältnis von produkt- zu einwohnerspezifischen Kosten und die Menge des rückgewinnbaren Phosphors je Einwohner und Tag, als Kreis dargestellt.

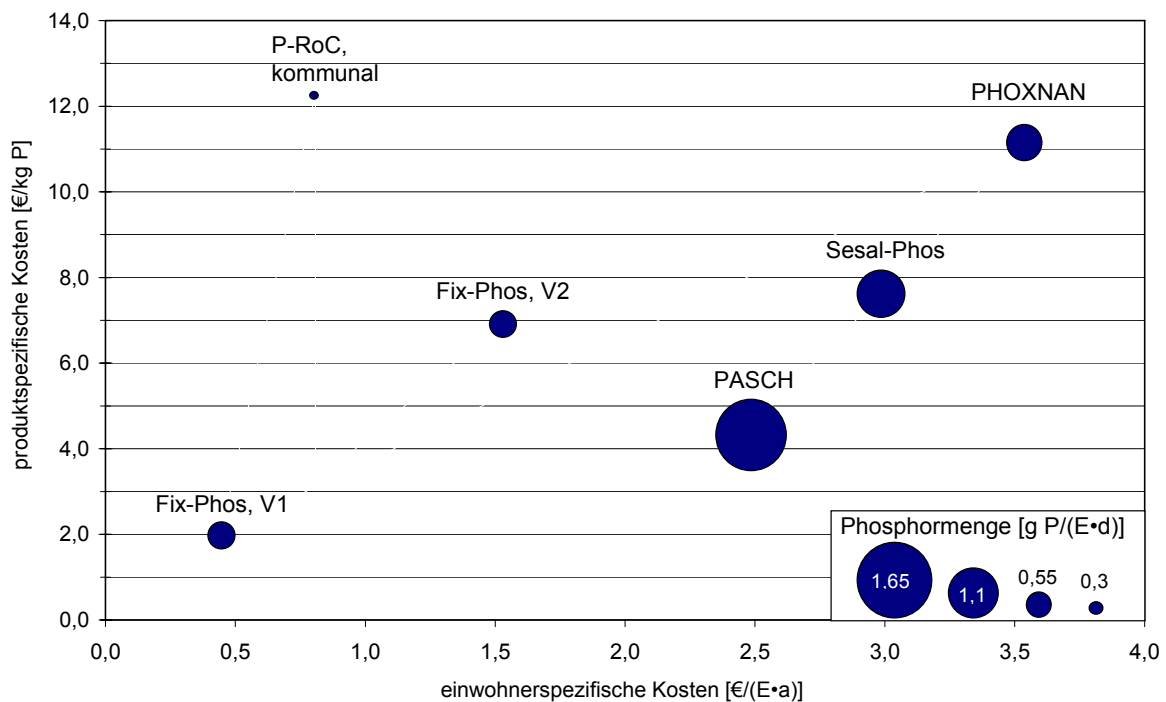


Abbildung 6.13: Darstellung der Verfahren nach produkt- und einwohnerspezifischen Kosten sowie der rückgewonnenen Phosphormenge je Einwohner und Jahr

6.1.5 Sonderverfahren: Direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit und ohne Schwermetallentfrachtung

Das Verfahren „direkter Aufschluss von Klärschlammaschen“ wurde innerhalb des Projektes ProPhos vom Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt entwickelt. Das Verfahren ist im Vergleich zu den anderen in der Förderinitiative entwickelten Verfahren kein klassisches Rückgewinnungsverfahren, da der Phosphor aus dem Stoffstrom nicht rückgewonnen, sondern aufgeschlossen wird, so dass er besser pflanzenverfügbar ist. Die rechtliche Situation der Verwendung von Klärschlammaschen als Düngemittel ist durch die Novellierung der Düngemittelverordnung 2008 neu geregelt und seitdem zulässig. Da jedoch Klärschlammaschen üblicherweise als gefährliche Abfälle deklariert werden und es aus ökologischer Sicht nicht zweckmäßig ist, die Schwermetalle in gleicher Menge wie bei einer landwirtschaftlichen Verwertung aufzutragen, wird dieses Verfahren gesondert betrachtet und nicht in den Vergleich der einzelnen Verfahren einbezogen. Eine Untersuchung von ADAM und VOGEL (2010) von elf Klärschlammaschen in Bezug auf Schwermetalle ergab, dass etwa die Hälfte der Aschen die Grenzwerte der Düngemittelverordnung überschreiten. Grundsätzlich eignen sich für das Verfahren des Aufschlusses von Aschen, ebenso wie

beim SESAL-Phos-Verfahren, nur Klärschlammaschen, die bei der Verbrennung von Klärschlämmen entstehen, die auf Kläranlagen mit Aluminiumfällung zur Phosphorelimination anfallen.

6.1.5.1 Direkter Aufschluss von Klärschlammasche

Die aluminiumhaltige Klärschlammasche aus Monoklärschlammverbrennungsanlagen wird mittels konzentrierter Schwefelsäure aufgeschlossen. Dabei wird die Asche mit Schwefelsäure gemeinsam in einen Doppelwellenmischer aufgegeben und innerhalb weniger Sekunden bzw. Minuten vermischt (siehe Abbildung 6.14). Der in der Asche enthaltene Phosphor wird durch den Aufschluss mit Schwefelsäure zu 80% wasserlöslich und die Aufschlussrate wird von den Entwicklern des Verfahrens mit 100% angegeben.

Die Aufenthaltszeit des Gemisches in dem Doppelwellenmischer kann nach PETZET (2010b) analog zum Aufschluss von Rohphosphat mit Schwefelsäure angenommen werden, die in der phosphorverarbeitenden Industrie bei wenigen Sekunden liegt. Da sich jedoch die Konsistenz der Asche durch die Zugabe der Schwefelsäure verändert und somit die Transporteigenschaft beeinflusst wird, wurde bei der Dimensionierung des Doppelwellenmischers von einer Verweilzeit im Minutenbereich ausgegangen. Durch die kurze Aufenthaltszeit der Klärschlammasche in dem Mischer können die täglich anfallenden 85,7 Mg/d Klärschlammaschen innerhalb einer Tagesschicht behandelt werden.

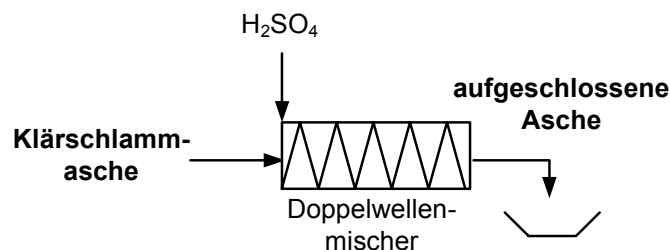


Abbildung 6.14: Fließbild des Verfahrens direkter Aufschluss von Klärschlammasche (nach PETZET und CORNEL, 2009c)

Die Annahmen zur Anlagendimensionierung und Phosphorrückgewinnungsmenge wurden analog zu den Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammaschen (PASCH und SESAL-Phos) angenommen, so dass auch hier von einem Klärschlammaschedurchsatz von 30.000 Mg/a ausgegangen wird. Durch die hohe Aufschlussrate von 100% können jährlich ca. 1.830 Mg P/a aufgeschlossen werden (siehe Tabelle 6.41).

Tabelle 6.41: Annahmen zur Bemessung des Prozesses Aufschluss von Klärschlammmasche

theoretische Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	2.935.421 E
Anlagenkapazität	30.000 Mg TS/a
spezifischer Ascheanfall	28 g TS/(E·d)
Zulauf	
Asche	15 Mg/h
P _{ges} Konzentration	6,1 % P/TS
P _{ges} Fracht	915 kg/h
Aufschlussrate	100 %
Betriebsstunden	2.000 h/a
Menge P aufgeschlossen	1.830.000 kg P/a
Menge P aufgeschlossen EW-spezifisch	0,62 kg P/(E·a)

In Tabelle 6.42 sind die Investitions- und Kapitalkosten der Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik aufgelistet. Die benötigten Anlagenteile mit Hinweisen zur Auslegung sind in Tabelle A 70 im Anhang dargestellt. Die Investitionskosten belaufen sich auf ca. 1,07 Mio. € und setzen sich hauptsächlich aus dem Doppelwellenmischer sowie den Lagerstätten für Asche, Schwefelsäure und dem Produkt zusammen. Die Kapitalkosten liegen bei ca. 89.400 €/a.

Tabelle 6.42: Investitions- und Kapitalkosten (Aufschluss von Klärschlammmasche)

	Investitionskosten	Kapitalkosten
	[€/a]	[€/a]
Summe Bautechnik	216.000	11.000
Summe Maschinenteknik	637.000	53.400
Summe Elektrotechnik	213.300	25.000
Summe der Kosten	1.066.300	89.400

Als einziges Betriebsmittel wird bei dem Verfahren des direkten Aufschlusses der Klärschlammmasche Schwefelsäure eingesetzt, die einen Kostenanteil von 70% an den gesamten Betriebskosten von 793.300 €/a hat. Es wird davon ausgegangen, dass für den Betrieb der Anlage konstant 1,5 Mitarbeiter benötigt werden, was einer zu bezahlenden Personalstärke von 2,6 Mitarbeitern entspricht.

Tabelle 6.43: Betriebskosten (Aufschluss von Klärschlammasche)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit	Einheitspreis	Gesamtpreis
				[€/Einheit]	[€/a]
Betriebsmittel	Schwefelsäure	8.820	Mg	70	617.400
Energiebedarf	elektrische Energie	100.000	KWh	0,15	15.000
Personalkosten	1-Schicht-Betrieb	2,5	PJ	50.000	129.000
Wartung	Bautechnik (von Invest)	1	%		2.160
	Maschinenteknik (von Invest)	4	%		25.480
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		4.265
Summe Betriebskosten					793.305
Summe Betriebskosten gerundet					793.300

Die einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung sind in Tabelle 6.44 aufgelistet. Die Jahreskosten von ca. 882.700 €/a setzen sich zu 90% aus den Betriebskosten und zu 10% aus den Kapitalkosten zusammen.

Tabelle 6.44: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (Aufschluss von Klärschlammasche)

		ohne Preissteigerung		mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	1.066.300		1.066.300	
Kapitalkosten	€/a	89.400	10%	94.900	8%
Betriebskosten	€/a	793.300	90%	1.047.500	92%
Summe Jahreskosten	€/a	882.700	100%	1.142.400	100%
Projektkostenbarwert	€	17.301.000		22.392.400	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,50		0,50	
produktspezifische Kosten	€/kg P	0,50		0,50	

Die einwohner- bzw. produktspezifischen Kosten belaufen sich gerundet auf 0,5 €/(E·a) bzw. 0,5 €/kg P mit und ohne Preissteigerung.

Die Betriebskosten werden zu ca. 70% von den Kosten der Schwefelsäure beeinflusst, was die durchgeführte Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten verdeutlicht. Durch eine Verdopplung bzw. Halbierung des Schwefelsäurepreises können die produktspezifischen Kosten auf ca. 0,8 €/kg P steigen bzw. auf ca. 0,4 €/kg P sinken.

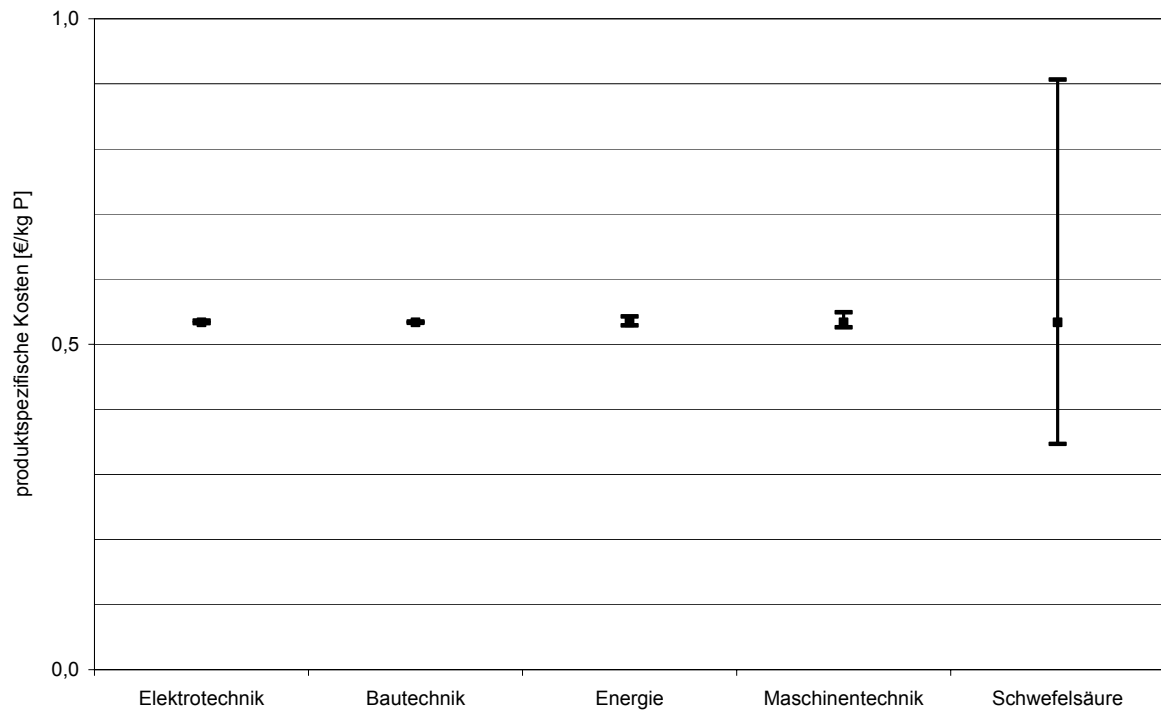


Abbildung 6.15: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (direkter Aufschluss von Klärschlammasche)

Die Sensitivitätsanalyse des Zinssatzes ergibt, dass eine Veränderung des Zinssatzes von 3% auf 1% bzw. 5% keinen Einfluss auf die einwohner- und produktspezifischen Kosten haben (siehe Tabelle 6.45), was mit dem geringen Anteil der Kapitalkosten an den Jahreskosten zu erklären ist.

Tabelle 6.45: Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (Aufschluss von Klärschlammasche)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe Jahreskosten	€/a	870.100	876.300	882.700	889.400	896.300
Projektkostenbarwert	€	22.456.400	19.625.000	17.301.000	15.379.400	13.779.300
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,30	0,30	0,30	0,30	0,31
produktspezifische Kosten	€/kg P	0,48	0,48	0,48	0,49	0,49

Im Gegensatz zu den Kapitalkosten haben die Betriebskosten wie oben erwähnt einen sehr großen Einfluss auf die Jahreskosten, was sich bei der Durchführung der Sensitivitätsanalyse der Preissteigerung auf die einzelnen Kostenarten bemerkbar macht. In Tabelle 6.46 sind die Kosten in Abhängigkeit der Preissteigerungsraten bis auf 2% für die Reinvestitionen und 4% für die Betriebsmittel dargestellt.

Tabelle 6.46: Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (Aufschluss von Klärschlammasche)

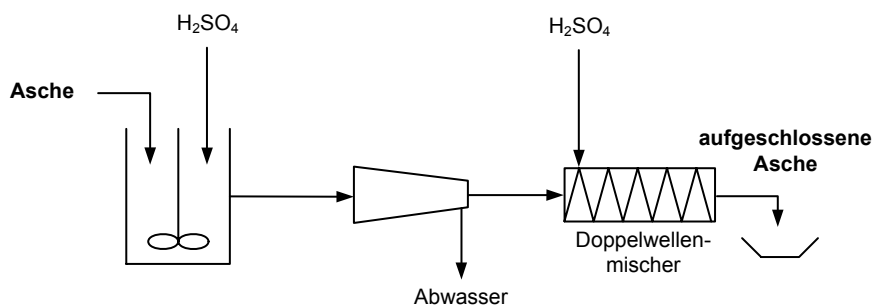
		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebskosten)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe Jahreskosten	€/a	882.700	1.001.000	1.142.400	1.516.600
Projektkostenbarwert	€	17.301.000	19.619.800	22.392.400	29.726.200
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,3	0,3	0,4	0,5
produktspezifische Kosten	€/kg P	0,5	0,5	0,6	0,8
prozentuale Änderung der einzelnen Kostenarten	%	0	13	29	72

Durch eine Preissteigerung der Reinvestitionen auf 2% und der Betriebsmittel auf 4% erhöhen sich die produktspezifischen Kosten um 72%, was einen Anstieg der Kosten von gerundet 0,5 €/kg P auf 1,00 €/kg P zur Folge hat.

Das Verfahren des direkten Aufschlusses von Klärschlammasche ist ein relativ kostengünstiges Verfahren um den in der Asche gebundenen Phosphor aufzuschließen. In wie weit die Aschen den Anforderungen in Bezug auf die Grenzwerte der Düngemittelverordnung 2008 genügen, ist gesondert zu prüfen, da beispielsweise die oben erwähnte Studie von ADAM und VOGEL (2010) ergab, dass die Hälfte der untersuchten Monoklärschlammverbrennungsaschen die Grenzwerte nicht einhalten konnten.

6.1.5.2 Direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung

Bei dem Verfahren direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung wird die Klärschlammasche zunächst in einem Reaktionsbehälter wie beim SESAL-Phos-Verfahren über 8 Stunden mit Schwefelsäure eluiert, wodurch ein Teil der Schwermetalle gelöst werden, der Phosphor hingegen bleibt in der Asche gebunden. Nach der Abtrennung der Schwefelsäure mittels Zentrifugen wird die Asche wie beim direkten Aufschluss von Klärschlammasche ohne Schwermetallentfrachtung gemeinsam mit konzentrierter Schwefelsäure einem Doppelwellenmischer zugegeben. Die Phosphoraufschlussrate wird mit 99% angegeben. Das Verfahrensfliessbild ist in Abbildung 6.16 dargestellt.

**Abbildung 6.16: Fließbild des Verfahrens direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung (nach PETZET und CORNEL, 2009d)**

In Tabelle 6.47 sind die Annahmen zur Bemessung des Verfahrens direkter Aufschluss von Klärschlammmasche mit Schwermetallentfrachtung aufgelistet. Es wurden dieselben Annahmen getroffen, wie im vorherig beschriebenen Verfahren.

Tabelle 6.47: Annahmen zur Bemessung des direkten Aufschlusses von Klärschlammmasche mit Schwermetallentfrachtung

theoretische Anschlussgröße (Einwohnerwerte)	2.935.421 E
Anlagenkapazität	30.000 Mg TS/a
spezifischer Ascheanfall	28 g TS/(E·d)
Zulauf	
Asche	3,75 Mg/h
P _{ges} Konzentration	6,1 % P/TS
P _{ges} Fracht	229 kg/h
Aufschlussrate	99 %
Betriebsstunden	8.000 h/a
Menge P aufgeschlossen	1.811.700 kg P/a
Menge P aufgeschlossen EW-spezifisch	0,62 kg P/(E·a)

Die zur Phosphorrückgewinnung notwendigen Anlagenteile sind in Tabelle A 71 im Anhang aufgelistet. Die Investitions- und Kapitalkosten aufgesplittet in Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik sind in Tabelle 6.48 dargestellt. Die Investitionskosten belaufen sich insgesamt auf ca. 2,57 Mio. € und die jährlichen Kapitalkosten auf ca. 222.900 €/a.

Tabelle 6.48: Investitions- und Kapitalkosten (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

	Investitionskosten	Kapitalkosten
	[€/a]	[€/a]
Summe Bautechnik	306.000	15.600
Summe Maschinenteknik	1.753.500	146.900
Summe Elektrotechnik	514.900	60.400
Summe der Kosten	2.574.400	222.900

Aufgrund von fehlenden Analysen ist die Zusammensetzung des anfallenden Abwassers nicht bekannt, es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass das Abwasser durch den Eluationsprozess mit Schwermetallen angereichert ist. Resultierend daraus wird davon ausgegangen, dass das Abwasser nicht intern als Frischwasser genutzt werden kann. Des Weiteren ist nicht bekannt, ob das Abwasser einer kommunalen Kläranlage zugeführt werden kann oder vor Ort gereinigt werden muss. Zur Berechnung der Abwasserkosten wird ebenso wie beim PASCH- und SESAL-Phos-Verfahren mit Abwasserreinigungskosten pro Kubikmeter von 2 €/m³ ausgegangen.

Tabelle 6.49: Betriebskosten (Direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit	Einheitspreis	Gesamtpreis
				[€/Einheit]	[€/a]
Betriebsmittel	Schwefelsäure	8.820	Mg	70	617.400
Energiebedarf	elektrische Energie	1.300.000	KWh	0,15	195.000
Wasser		300.000	m³	0,50	150.000
Entsorgung Abwasser		255.000	m³	2,00	510.000
Personalkosten	1-Schicht-Betrieb	3,9	PJ	50.000	195.000
Wartung	Bautechnik (von Invest)	1	%		3.060
	Maschinenteknik (von Invest)	4	%		70.140
	Elektrotechnik (von Invest)	2	%		10.298
Summe Betriebskosten					1.750.898
Summe Betriebskosten gerundet					1.750.900

Für die Betreuung der Rückgewinnungsanlage wird von durchgängig drei Personen ausgegangen, was einer zu bezahlenden Personalstärke von 3,9 Personen entspricht. Die Betriebskosten belaufen sich jährlich auf ca. 1,75 Mio. €/a.

Der größte Anteil der Betriebskosten wird zu ca. 31% von den Schwefelsäure- und zu 26% von den Abwasserentsorgungskosten verursacht.

Die Jahreskosten belaufen sich auf ca. 1,97 Mio. €/a (siehe Tabelle 6.50). Der Anteil der Kapitalkosten an den Jahreskosten beträgt ca. 11%, der Anteil der Betriebskosten an den Jahreskosten beläuft sich entsprechend auf 89%. Unter Berücksichtigung der rückgewonnenen Phosphorfracht von 1.813 Mg P/a entspricht dies produktspezifischen Kosten von gerundet 1,0 €/kg P und einwohnerspezifischen Kosten von ca. 0,5 €/(E·a). Durch die Annahme einer Preissteigerung von 1% für die Reinvestitionskosten und 2% für die Betriebskosten ergeben sich produktspezifische Kosten von gerundet 1,5 €/kg P und einwohnerspezifische Kosten von ca. 1,0 €/(E·a).

Tabelle 6.50: Vergleich der einzelnen Kostenarten mit und ohne Preissteigerung (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

		Ohne Preissteigerung		Mit Preissteigerung	
Investitionskosten	€	2.574.400		2.574.400	
Kapitalkosten	€/a	222.900	11%	237.300	9%
Betriebskosten	€/a	1.750.900	89%	2.312.000	91%
Summe Jahreskosten	€/a	1.973.800	100%	2.549.300	100%
Projektkostenbarwert	€	38.686.400		49.968.400	
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,5		1,0	
produktspezifische Kosten	€/kg P	1,0		1,5	

Durch die Verdopplung bzw. Halbierung der Betriebsmittelpreise kann der Einfluss einer Preisänderung in Bezug auf die einzelnen Betriebsmittel dargestellt werden. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass durch eine Verdopplung des Schwefelsäurepreises die produktspezifischen Kosten um 32% auf 1,43 €/kg P steigen. Durch eine Halbierung sinken die Kosten auf 0,92 €/kg P.

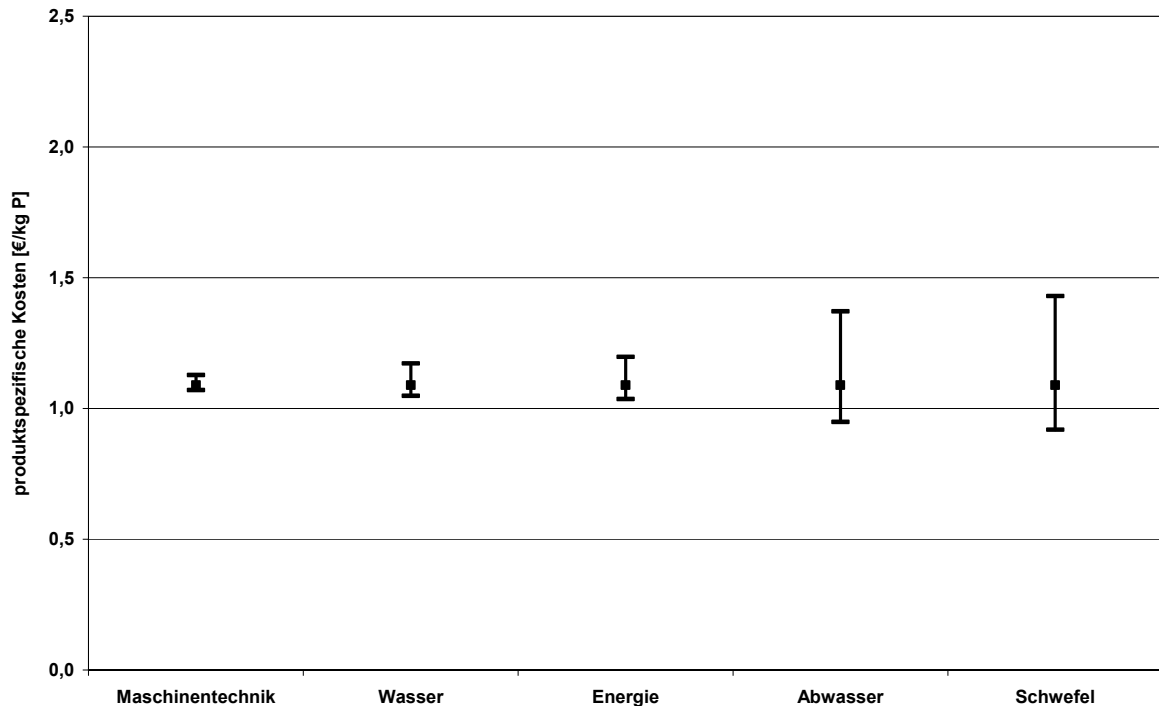


Abbildung 6.17: Sensitivitätsanalyse der produktspezifischen Kosten (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

Die Variation des Zinssatzes von 3% auf 1% bzw. 5% hat bei den produkt- und einwohnerspezifischen Kosten lediglich einen Einfluss im Cent-Bereich, was mit dem geringen prozentualen Anteil der Kapitalkosten an den Jahreskosten zu erklären ist (siehe Tabelle 6.51).

Tabelle 6.51: Sensitivitätsanalyse, Zinssatz (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

		Zinssatz				
		1%	2%	3%	4%	5%
Summe Jahreskosten	€/a	1.943.600	1.958.300	1.973.800	1.989.800	2.006.400
Projektkostenbarwert	€	50.160.200	43.859.500	38.686.400	34.407.800	30.844.200
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	1,07	1,08	1,09	1,10	1,11
produktspezifische Kosten	€/kg P	0,66	0,67	0,67	0,68	0,68

Die jährliche Preissteigerung der Betriebskosten hat aufgrund des hohen prozentualen Anteils der Betriebskosten an den Jahreskosten einen hohen Einfluss auf die produkt- und einwohnerspezifischen Kosten. In Tabelle 6.52 sind die Veränderungen der einzelnen

Kostenarten in Abhängigkeit der Preissteigerung von 0 – 4% dargestellt. Die produktspezifischen Kosten erhöhen sich durch einen Anstieg der Reinvestitionskosten auf 2% und der Betriebskosten auf 4% um insgesamt 71% auf 1,9 €/kg P.

Tabelle 6.52: Sensitivitätsanalyse, Preissteigerung (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

		Preissteigerung (Reinvestition / Betriebskosten)			
		0%	0,5% / 1%	1% / 2%	2% / 4%
Summe Jahreskosten	€/a	1.973.800	2.236.000	2.549.400	3.377.800
Projektkostenbarwert	€	38.686.400	43.825.900	49.968.400	66.206.300
einwohnerspezifische Kosten	€/(E·a)	0,7	0,8	0,9	1,2
produktspezifische Kosten	€/kg P	1,1	1,2	1,4	1,9
prozentuale Änderung der einzelnen Kostenarten	%	0%	13%	29%	71%

Zur Kostenreduzierung kann bei dem Verfahren des direkten Aufschlusses der Klärschlamm- asche mit Schwermetallentfrachtung die Zugabe der Schwefelsäure in den Doppelwellen- mischer entfallen. Es ist jedoch nicht bekannt, in welchem Maße die Pflanzenverfügbarkeit durch die Entnahme des Verfahrensschritts verringert wird.

6.2 Ökobilanzielle Bewertung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren

Horst Fehrenbach, Joachim Reinhardt, Heidelberg

6.2.1 Einleitung

Phosphor ist ein essenzielles Element für jegliche Lebensform. Eine ertragreiche Landwirtschaft ist auf die Verfügbarkeit von Phosphor im Boden angewiesen. Durch den Abbau von natürlichen Phosphatlagerstätten und die Herstellung und den Einsatz von mineralischen P-Düngern nimmt die wirtschaftliche Verfügbarkeit von P-Ressourcen ab. Bezüglich der Reichweite werden sehr unterschiedliche Zahlen gehandelt, je nach Annahmen und Interpretation von „Verfügbarkeit“.

Unfraglich ist, dass ein möglichst schonender Umgang mit der Ressource Phosphor bzw. den Rohphosphaterzen geboten ist. Ein grundlegender Weg dabei ist die geschlossene Kreislaufführung. Mit diesem Ziel wird seit längerer Zeit die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm (einem der bedeutendsten Sekundärstoffe was den P-Gehalt betrifft) begründet. Aus gesamtökologischer Sicht wird die direkte Ausbringung dieses Abfallstoffs, der gleichsam die Schadstoffsenke der Abwasserreinigung darstellt, zunehmend kritisch hinterfragt, bisweilen sogar abgelehnt. Die Bundesländer Bayern und Baden-Württemberg haben den „Ausstieg“ aus der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm beschlossen. Eine Verbrennung wird heute vielfach als die insgesamt nachhaltigere Lösung gewertet – verbunden jedoch mit dem Pferdefuß des Verlustes des Phosphors.

Als möglicher Königsweg stellt sich somit die Separierung des Phosphors, weitgehend von Schadstoffen befreit, dar. Dies setzt voraus, dass die ökologische Bilanz insgesamt günstig ist im Vergleich zu den „konventionellen“ Alternativen.

Im Rahmen der Förderinitiative des BMBF und BMU zu „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ werden verschiedene Verfahren der Phosphorrückgewinnung untersucht. Die vorliegende Arbeit wird im Rahmen der Begleitforschung in dem vom ISA der RWTH Aachen geleiteten Projekt PHOBE (Phosphorrecycling - Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland) durchgeführt. Die Komponente der ökobilanziellen Bewertung wurde vom IFEU Heidelberg erstellt.

6.2.2 Ziele, Untersuchungsrahmen und Methode

6.2.2.1 Ziele

Die **Ziele** der ökologischen Bewertung sind folgendermaßen formuliert:

- Die im Rahmen der Förderinitiative des BMBF und BMU zu „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ beteiligten Verfahren des P-Recycling sollen über den gesamten Lebensweg bewertet werden.
- Daraus soll eine Antwort auf die Frage gegeben werden: Ist der Weg des P-Recyclings insgesamt eine ökologische optimierte Alternative zum Weg des direkten Einsatzes sekundärer P-Quellen in der Landwirtschaft (mit dem Nachteil des Schadstoffeintrags in den Boden) bzw. zur Verbrennung dieser Quellen (mit dem Nachteil der erhöhten Beanspruchung der Ressource Phosphorerz)?
- Welche Anforderungen sind an die Verfahren oder die damit verknüpften Systeme stellen, um einen aus ökologischer Sicht optimalen Nutzen zu erzielen?
- Welche Stellgrößen sind von entscheidendem Einfluss auf das Ergebnis und
- welche Handlungsempfehlungen an eine nachhaltige Stoffstromwirtschaft lassen sich daraus ableiten?

6.2.2.2 Untersuchungsrahmen

Der **Untersuchungsrahmen** umfasst die Stoffstrom- und Energiebilanzen für die in der oben genannten Förderinitiative einbezogenen Verfahrenstechniken. Diese umfassen neuere, noch nicht im Betrieb befindliche Techniken, die sich alle auf die Rückgewinnung von Phosphor aus dem kommunalen Abwasser bzw. dem bei dessen Reinigung erzeugten Klärschlamm beziehen. Es handelt sich um:

- P-RoC: Kristallisation an CSH aus Haupt- oder Nebenströmen kommunaler Abwasserbehandlung (Universität Karlsruhe)
- FIX-Phos: Kristallisation an CSH aus Überschussschlamm (Universität Darmstadt)
- PHOXNAN (Rückgewinnung aus Klärschlamm durch Niederdruck-Nassoxidation und Nanofiltration, Bayer Technology Services mit IVT und ISA von der RWTH Aachen)
- PASCH (Rückgewinnung aus Asche, ISA)
- SESAL-Phos (Rückgewinnung aus Asche, Universität Darmstadt)

Die Festlegung des Untersuchungsrahmens muss mit der Zieldefinition (siehe oben) kongruent sein. Da fünf Verfahren bewertet werden, die in der Prozesskette:

„Abwasserreinigung → Klärschlammherzeugung/-behandlung → Klärschlammverbrennung →

„*Aschebehandlung*“ jeweils an einer anderen Stelle ansetzen, muss für alle drei Verfahren eine die ganze Kette umfassende, einheitliche Systemgrenze gesetzt werden.

Des Weiteren werden zwei verschiedene Referenz-Szenarien entwickelt, um den Unterschied der betrachteten Verfahren (Systeme) gegenüber den üblichen Status-quo-Verfahren darstellen zu können. Dies sind bezüglich Klärschlamm in erster Linie die Monoverbrennung (keinerlei Rückgewinnung von P) und die landwirtschaftliche Verwertung (vollständige und direkte Rückführung des P auf den Acker).

Als **Bezugsgröße** liegt dieser Arbeit jährlich eine zu entsorgende Masse an kommunalem Klärschlamm einer Kläranlage mit 100.000 Einwohnergleichheitswerten zugrunde. Daraus ergibt sich eine **Trockenmasse an Rohschlamm** (ungefault, als Summe von Primär- und Überschussschlamm) von 2.920 t.

Die **funktionale Einheit** der Ökobilanz lautet: Die Entsorgung einer jährlichen Schlammmenge aus einer Kläranlage mit 100.000 Einwohnergleichheitswerten mit der entsprechend definierten Zusammensetzung unter Rückgewinnung des darin enthaltenen Phosphors. Der (weiter unten genauer beschriebene) Bilanzraum umfasst alle damit direkt und mittelbar verbundenen Wirkungen auf die Umwelt, negativ durch Verbräuche und Emissionen, positiv durch Einsparungen und Substitution primärer Ressourcen.

Der **Bilanzraum** der vergleichenden ökologischen Bilanzierung beginnt mit der Erzeugung von Primärschlamm und Überschussschlamm und dessen weiterer Behandlung und Entsorgung inklusive der Verfahren zur Rückgewinnung des Phosphors. Dabei entstehendes und in die Kläranlage rückzuführendes Abwasser (z.B. Zentrat der Entwässerung) wird mit einbezogen, so dass auf diesem Weg auch der Verfahrensablauf der kommunalen Abwasserreinigung in den Bilanzraum einbezogen ist. Dadurch werden die Wechselwirkungen der Klärschlammbehandlung mit der Klärschlammherzeugung berücksichtigt.

6.2.2.3 Methodik

Ökobilanz als Basisansatz

Als Basisansatz zur ökologischen Bewertung umfassender Systeme steht im Wesentlichen allein die Ökobilanz (LCA) zur Verfügung. Sie wurde im Rahmen des Normenwerks der DIN ISO 14040ff. standardisiert. Diese Bewertungsmethode hat sich in zahlreichen Arbeiten als geeignetes Verfahren zur Unterstützung von Entscheidungen bezüglich der Umweltverträglichkeit bzw. ökologischen Vorteilhaftigkeit von Vorhaben bewährt. Die Ökobilanz ist das einzige Umweltbewertungsinstrument, das geeignet ist, große zusammenhängende Systeme raum- und medienübergreifend mit klar definierten Wirkungskriterien zu bewerten.

Der Umfang einer ökobilanziellen Bewertung erschließt sich aus dem Untersuchungsziel. Bei vergleichenden Bewertungen unterschiedlicher Systeme ist die Sicherstellung einer Nutzen-

gleichheit von grundlegender Bedeutung. Andernfalls wäre der Vorwurf, unvergleichbare Sachverhalte miteinander vergleichen zu wollen, gerechtfertigt.

Die grundsätzlichen Schritte in einer Ökobilanz sind in Abbildung 6.18 dargestellt. Sie bestehen in der Rahmen- und Zielfestlegung der zu bewertenden Systeme, der Erhebung der Sachbilanzdaten für die definierten Verwertungswege und der Abschätzung der Wirkungen, die sich durch die verschiedenen Verwertungsoptionen bedingen. Abschließend erfolgt die Auswertung in Verbindung mit der letztendlichen Anwendung der gefundenen Ergebnisse.

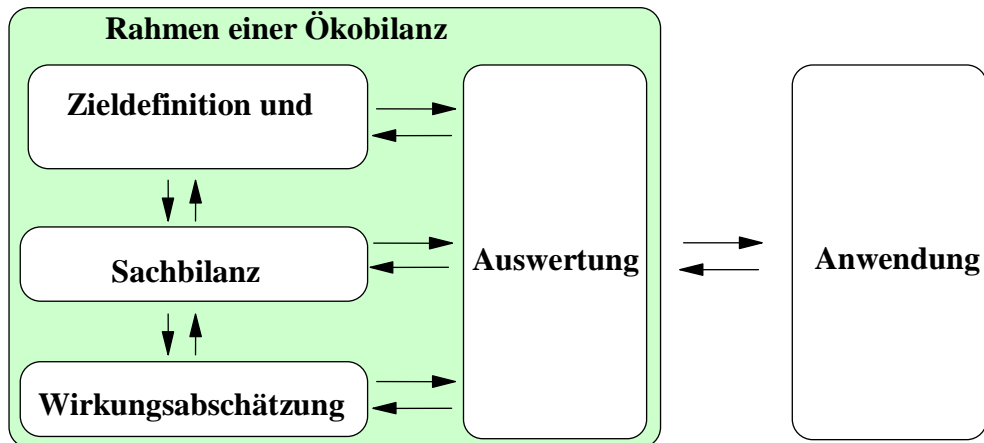


Abbildung 6.18: Schritte einer Ökobilanz (nach DIN EN ISO 14040)

Für die zuvor dargestellten Szenarien werden **Sachbilanzen** erstellt. Angesichts der umfangreichen Systemgrenze wird auf eine übersichtliche Gliederung des Untersuchungsraums geachtet. Dies ermöglicht die Analyse der jeweils ergebnisbestimmenden Prozesse und Teilsysteme. Es wird eine so genannte Sektoralanalyse erstellt. Dadurch sind Umweltwirkungen dezidiert zuordenbar; Schwachstellen sowie Optimierungspotenziale lassen sich deutlich herausarbeiten.

Die Vielzahl der in der Sachbilanz bilanzierten Stoffparameter (z.B. CO₂, NO_x, Erdölverbrauch etc.) werden in der **Wirkungsabschätzung** auf die wesentlichen negativen Umweltwirkungen aggregiert. Aus den Erfahrungen vergangener und aktueller Arbeiten ist folgende Liste mit Wirkungskategorien als geeignet anzusehen. Sie deckt sich weitgehend mit den in Deutschland wie auch Europa gängigen Standardlisten. Wichtig ist, dass alle in relevanter Weise betroffenen Umweltschutzgüter bei der Bewertung berücksichtigt werden (Tabelle 6.53).

Tabelle 6.53: Betrachtete Wirkungskategorien und dazu zugeordnete Sachbilanzgrößen

Wirkungskategorie	Datenkategorien der Sachbilanz
Ressourcenbeanspruchung	<i>fossile Energieträger</i> : Erdöl, Erdgas, Steinkohle, Braunkohle <i>mineralische Ressourcen</i> : Phosphorerz
Treibhauseffekt	fossiles Kohlendioxid (CO ₂), Methan (CH ₄), Lachgas (N ₂ O)
Versauerung	Schwefeldioxid (SO ₂), Stickstoffoxide, Ammoniak (NH ₃), Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF), Schwefelwasserstoff (H ₂ S)
Eutrophierung	<ul style="list-style-type: none"> • <i>terrestrisch</i>: Stickstoffoxide, Ammoniak • <i>aquatisch</i>: N-Verbindungen, P-Verbindungen, CSB
Humantoxizität	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Krebsrisikopotenzial</i>: luftseitige Emission kanzerogener Schwermetalle und persistente organische Verbindungen (POP) • Quecksilber, luftseitige Emission
Ökotoxizität	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Schadstoffeintrag in Gewässer; repräsentiert durch Einzelparameter (z.B. : Kupfer, Quecksilber)</i>
Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Stoffeinträge in den Boden, repräsentiert durch Einzelparameter (z.B. Blei, Cadmium, PAK)</i>
a) PM ₁₀ : Staubpartikel <10 µm Durchmesser	

Bei der Auswahl wird Bezug auf die vergleichbaren Ökobilanzstudien zur Klärschlamm-entsorgung genommen. Zusätzlich zu den grundsätzlichen Themen wie Ressourcen, Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung, wird auch die Kategorie "Humantoxizität" betrachtet. Diese wird in der vorliegenden Arbeit durch die Indikatoren Quecksilber und Krebsrisikopotenzial repräsentiert.

Von den „Ressourcen“ werden in dieser Studie die *fossilen Ressourcen* und natürlich die „Phosphor-Ressourcen“ quantifizierend einbezogen. Letztere sind der Untersuchungsgegenstand des Projektes.

Die Kategorie Ökotoxizität durch Schadstoffeinträge in Gewässer wird aufgrund einer schlechten Datengrundlage nicht ausgewertet.

Das Ziel am Ende der **Bewertung** lautet, die Optionen zu identifizieren, die sich aus ökologischer Sicht als besser geeignet erweisen. Dazu bedarf es einer Analyse der signifikanten Parameter. Erfahrungsgemäß stehen am Ende einer Sachbilanz und einer Wirkungsabschätzung häufig gegenläufige uneindeutige Ergebnisse (z. B. Vorteile der einen Option in Punkten A und C, Nachteile in Punkt B). Es bedarf somit einer Auswertung mit Blick auf die „Gewichtigkeit“ der Vor- oder Nachteile. Hierzu wird eine verbal-argumentative Bewertungsweise angesetzt, die vom Umweltbundesamt ursprünglich entwickelt wurde und

deren Anwendung transparent einsetzbar ist (UBA, 1999). Die zwei Grundelemente der Bewertung lauten:

1. Sind die Unterschiede relevant?

Als Hilfsgröße wird dazu der „spezifische Beitrag“ errechnet, den die eine Option mehr als eine andere zu einer Gesamtumweltlast beiträgt. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Optionen werden auf die Gesamtemissionen in Deutschland bezogen auf einen Einwohner normiert (Einwohnerdurchschnittswerten, EDW, Tabelle 6.54).

2. Ist die Wirkung eher mehr gravierend oder eher weniger gravierend?

Dazu werden die einzelnen Wirkungskategorien in „sehr bedeutende“ bis „wenig bedeutende“ eingeteilt (Tabelle 6.54). Grundlage dazu ist die ökologische Gefahr, die von Experten-/Politiker-/Bevölkerungssicht als besonders bedrohend angesehen werden (z.B. Treibhauseffekt, Freisetzung Krebs erzeugender Stoffe) und/oder wie viel Aufwand die Gesellschaft noch zu leisten hat, um die Belastung zu senken und die Schutzziele zu erreichen (Bsp.: Rio-Ziel für Treibhauseffekt).

Diese Methodik wurde bereits mehrfach zur ökobilanziellen Bewertung von Klärschlamm-entsorgungswegen verwendet (z.B. MUNLV und IFEU, 2001, MUNLV, 2006, BORN-ERMEL, 2010).

Im Projektkontext wird hier zusätzlich eine Aggregation der untersuchten Umweltindikatoren auf eine dimensionslose Größe (Einindikator) vorgenommen. Dazu werden die normierten Einwohnerwerte den Wirkungskategorien entsprechend gewichtet. Eine detailliertere Beschreibung findet sich in Tabelle 6.58 am Ende des Berichts. Eine Aggregation ist nach DIN ISO 14040ff. nicht zulässig. Diese wird hier aber angewendet, um die verschiedenen Verfahren direkt miteinander vergleichen zu können.

In jedem Fall werden im Vorfeld der abschließenden hierarchisch gegliederten Darstellung der Wirkungskategorien in spezifischen Beiträgen, die Ergebnisse in Form von Sektoranalysen ausgewertet. Diese lassen die Beiträge der einzelnen Schritte innerhalb der Entsorgungssysteme an den Gesamtergebnissen für die einzelnen Umweltwirkungskategorien erkennen. So ist es möglich, die Relevanz der einzelnen Teilsysteme und damit ggf. Ansätze zu einer Optimierung zu erkennen. Auf dieser Basis lassen sich aber auch Sensitivitätsbetrachtungen durchführen. Die Datenlage wird für die einzelnen Teilsysteme bzw. die unterschiedlichen Umweltwirkungskategorien unterschiedlich valide sein.

Tabelle 6.54: Gesamtemissionen und -verbräuche in der Bundesrepublik Deutschland umgelegt auf einen Einwohner (Einwohnerdurchschnittswert, EDW) sowie Bewertungsvorschlag des UBA zur ökologischen Bedeutung

	Normierung		Quelle:	Rangbildung Ökologische Bedeutung
	Pro-Kopf-Belastung Deutsche Einwohner EDW			
Phosphor-Ressourcen	15,1	kg/a		
Fossile Energieressourcen	144,9	GJ/a	(a)	• „mittel“
Treibhauseffekt	11.315	kg CO ₂ Äq/a	(b)	• „sehr hoch“
Versauerung	33,7	kg SO ₂ Äq/a	(c)	• „hoch“
Eutrophierung, aquatisch	4,75	kg PO ₄ - 3+Äq/a	(d)	• „mittel“
Krebsrisikopotenzial	9,6	g As Äq/a		• „sehr hoch“
Quecksilberemissionen	0,049	g/a	(e)	• „hoch“
Cadmiumeintrag in Böden	0,78	g/a		• „hoch“
Bleieintrag in Böden	5,6	g/a		• „mittel“
Quellen:a) AG Energiebilanzen e.V [AGEB 2008]		c) UBA [2009]		
b) UBA [2008]		d) UBA [2003]		
Ökologische Bedeutung nach UBA [1999]		e) UBA [2008a]		

6.2.3 Betrachtete Systeme

In Abschnitt 6.2.2.2 wurden die untersuchten Systeme aufgezählt, im Folgenden werden diese auch als Szenarien bezeichnet. Die fünf Phosphorrückgewinnungsverfahren setzen dabei an jeweils unterschiedlichen Stellen in der Prozesskette „Abwasserreinigung/ Klärschlammbehandlung“ an und haben jeweils einen anderen Inputstrom: Prozesswasser, Klärschlamm, Klärschlammasche. Die Bewertung kann sich nicht auf die Verfahren in isolierter Weise beschränken. Vielmehr müssen die Systeme, in die die Verfahren eingebettet sind, in ihren abhängigen Stoffströmen modelliert und bewertet werden und allesamt die gleiche Systemgrenze umfassen.

In Abbildung 6.19 und Abbildung 6.20 sind die Referenzszenarien schematisch wiedergegeben, wohingegen in den Darstellungen von Abbildung 6.21 bis Abbildung 6.24 die fünf derzeit beschriebenen Verfahrenssysteme zur Phosphor-Rückgewinnung mit der jeweils zur Grunde gelegten Systemgrenze abgebildet werden. Dabei ist zu beachten, dass die Fließschemata bereits starke Vereinfachungen darstellen. So sind weder Transporte noch Vorprozesse (Energiebereitstellung, Hilfs-/Betriebsstoffe) abgebildet, die in der Bilanzierung jedoch berücksichtigt werden.

In den Fließbildern sind rechterhand jeweils die aus dem System hervorgehenden Nutzen skizziert. Neben den Aufwendungen und Lasten der Systeme selbst werden diese Nutzen eine entscheidende Größe für das Ergebnis bilden.

Die dem jeweiligen System entsprechend äquivalente Phosphormenge wird in Form einer Gutschrift angerechnet, die neben den Herstellungsaufwendungen auch die Schwermetallgehalte in den Mineraldüngern umfasst (Siehe Tabelle 6.56 und Tabelle 6.57 weiter hinten im Bericht).

Ebenso werden Gutschriften für erzeugte Energie (z.B. aus der Klärschlammverbrennung und Faulung) erteilt. Auf diese Weise wird zum Ersten der ökologische Nutzen der Verfahren berücksichtigt und andererseits die Nutzengleichheit aller betrachteten Systeme hergestellt.

6.2.3.1 Referenzszenario Landwirtschaft

Dieses Referenzszenario dient dazu, die ökobilanziellen Auswirkungen eines direkten Ausbringens des Klärschlammes im Vergleich zu den hier behandelten Verfahren darzustellen. Die Standardroute der Klärschlammbehandlung wird nach der Entwässerung verlassen. Der entwässerte Klärschlamm wird direkt zu Feldern gefahren und dort ausgebracht (Abbildung 6.19).

6.2.3.2 Referenzszenario Monoverbrennung

Dieses Szenario stellt die Standardroute für die Klärschlammbehandlung dar. Der Überschussschlamm wird auf 3% Trockensubstanz eingedickt, dann zusammen mit dem Primärschlamm gefault, im Nacheindicker auf 5% Trockensubstanz eingedickt, um dann auf 30% Trockensubstanz entwässert zu werden. Im Trockner wird der Trockensubstanzgehalt weiter auf 37,7% erhöht. Anschließend erfolgt die Verbrennung im Wirbelschichtofen. Die Asche-reste werden deponiert (Abbildung 6.20).

6.2.3.3 Szenario P-RoC

Im Rahmen des so genannten ProPhos-Projekts wurde dieser Verfahrensansatz von Seiten des Kompetenzzentrums für Materialfeuchte an der Uni Karlsruhe erarbeitet. Das Prinzip folgt einer Phosphor-Abtrennung aus kommunalem Abwasser mittels Kristallisation. Dabei werden Calciumphosphate als wieder verwertbares Produkt generiert.

Die aktuellen Ergebnisse wurden mit labor- und halbtechnischen Versuchen mit Modellabwasser auf der Basis eines Nachklärbeckenablaufs durchgeführt. Eine halbmobile Anlage mit 800 Liter Reaktionsvolumen ist derzeit auf der Kläranlage Husum im Einsatz. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass eine Anwendung im Hauptstrom prinzipiell möglich ist. Im Nebenstromverfahren ist sowohl die Verfahrensstabilität besser als auch die P-Elimination effizienter. Der Einsatz ist unabhängig vom Kläranlagentyp möglich.

Die Einbindung in ein Modellszenario erfolgt in dieser Weise (Abbildung 6.21):

- Innerhalb eines Stoffstrommodells für die Klärschlammbearbeitung wird der Nebenstrom aus den Eindickern und der Entwässerung dem P-RoC-Verfahren zugeführt.

- Außer dem separat abgezweigten Stoffstrom und der durch das Verfahren bedingten Verringerung von Stoffkonzentrationen im Nebenstrom ergibt sich in diesem Szenario keinerlei Veränderung gegenüber dem Standardverbrennungsszenario (Entwässerung, Trocknung, Wirbelschichtverbrennung, Entsorgung der Asche).

6.2.3.4 Szenario FIX-Phos

Dieses Verfahren wurde am Institut IWAR der TU Darmstadt entwickelt. Es ähnelt dem Vorgegangenen, da es Phosphor mittels Kristallisation zu Calciumphosphat rückgewinnt. Es setzt aber nicht am Nebenstrom an, sondern am eingedickten Überschussschlamm (Abbildung 6.22). Voraussetzung für die Anwendung dieses Verfahrens ist, dass in der Anlage zuvor eine biologische Phosphor-Elimination eingesetzt wurde.

6.2.3.5 Szenario PHOXNAN

An dem PHOXNAN-Verfahren Verbundprojekt PHOXNAN waren Bayer Technology Services GmbH (BTS), das Institut für Verfahrenstechnik (IVT) und das Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH als durchführende Institutionen beteiligt. Es handelt sich dabei um eine Verfahrenskombination mehrerer Einzelprozesse zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm, die da wären:

- Niederdrucknassoxidation unter saueren Reaktionsbedingungen (LOPROX)
- Eine Filtration mit Nanofiltrationsmembranen
- MAP-Fällung

Input in das Verfahren ist ein auf ca. 10% TS eingedickter (bzw. entwässerter) Klärschlamm (Abbildung 6.23). Im Vergleich zur Standardroute entfällt hier ein Eindickungsschritt. Das LOPROX-Verfahren benötigt Sauerstoff und Schwefelsäure. Der Klärschlamm wird dabei mineralisiert auf ca. 95 % Asche bezogen auf die Trockensubstanz. Von entscheidender Bedeutung ist die bei der Trennung in drei Fraktionen gelenkte Stoffverteilung von Phosphor und Schwermetallen. Nach der MAP-Fällung wird das Filtrat wieder der Kläranlage zugeführt.

Für die Loprox-Asche wird eine Deponierung angerechnet. Aufgrund der Schwermetallentfrachtung könnte auch eine stoffliche Nutzung als Mineralstoff in Erwägung gezogen werden. Das Schwermetallkonzentrat wird als Sonderabfall deponiert.

6.2.3.6 Szenario PASCH

Dieses vom ISA der RWTH Aachen entwickelte Verfahren schließt das Phosphat in der Klärschlamm-Asche durch Salzsäurelaugung auf und gewinnt es durch Extraktion und Fällung. Das System kann hinter jeder Art der Monoverbrennung geschaltet werden und unterscheidet sich vom Referenzszenario der Monoverbrennung nur durch diesen letzten

Schritt und den zusätzlichen Nutzen am P-Produkt in Form von CaHPO_4 mit einer Rückgewinnungsrate von über 80 % gegenüber dem Kläranlagenzulauf (Abbildung 6.24).

6.2.3.7 Szenario SESAL-Phos

Das SESAL-Phos-Verfahren wurde am Institut IWAR der TU Darmstadt entwickelt und dockt wie das PASCH-Verfahren an die Klärschlammasche an (Abbildung 6.24). Das Phosphat wird in mehreren Schritten mit Säure und Base eluiert, dabei von den Schwermetallen getrennt und schließlich mit Calciumchlorid-Lösung gefällt.

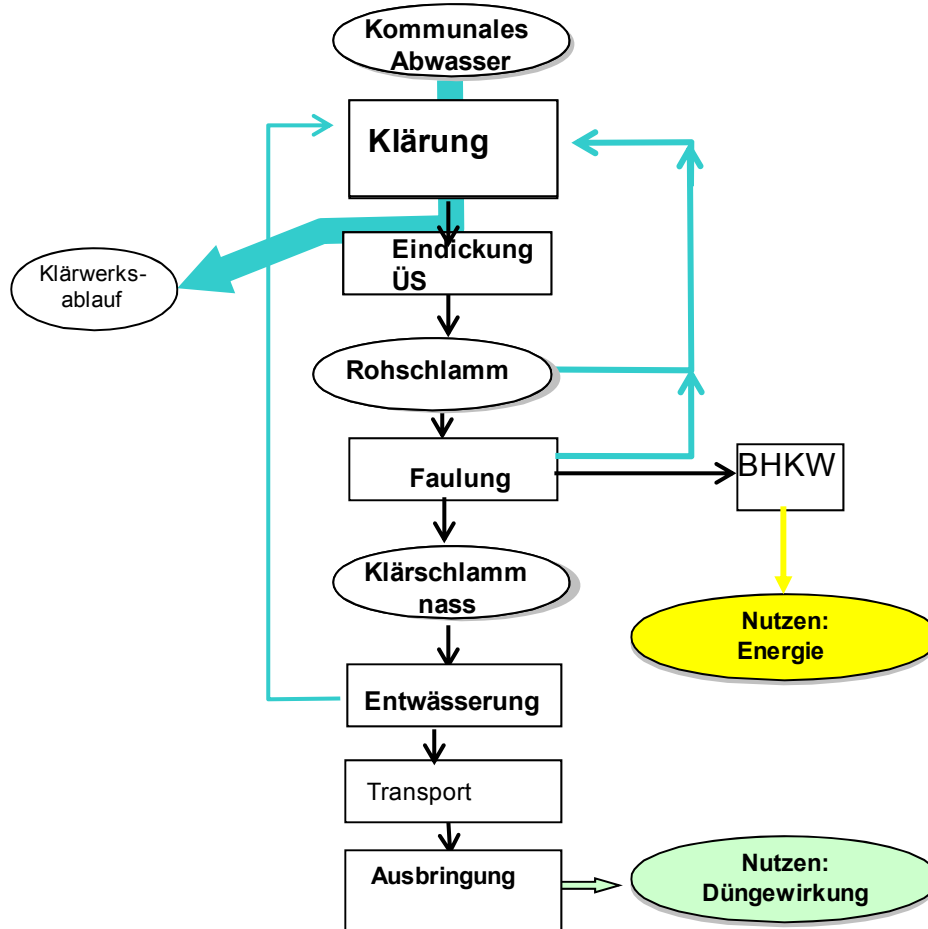


Abbildung 6.19: System und Systemgrenze für das Referenzszenario Landwirtschaft

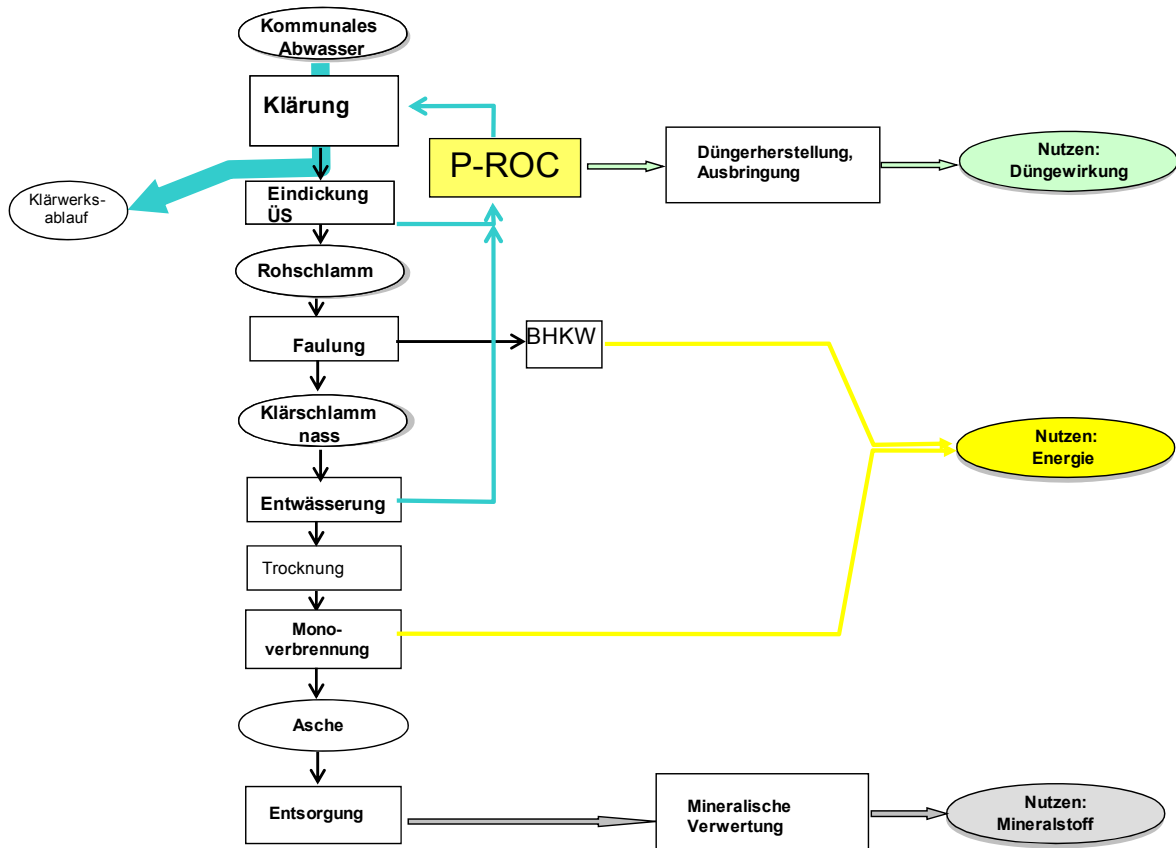


Abbildung 6.21: System und Systemgrenze für das Szenario P-RoC

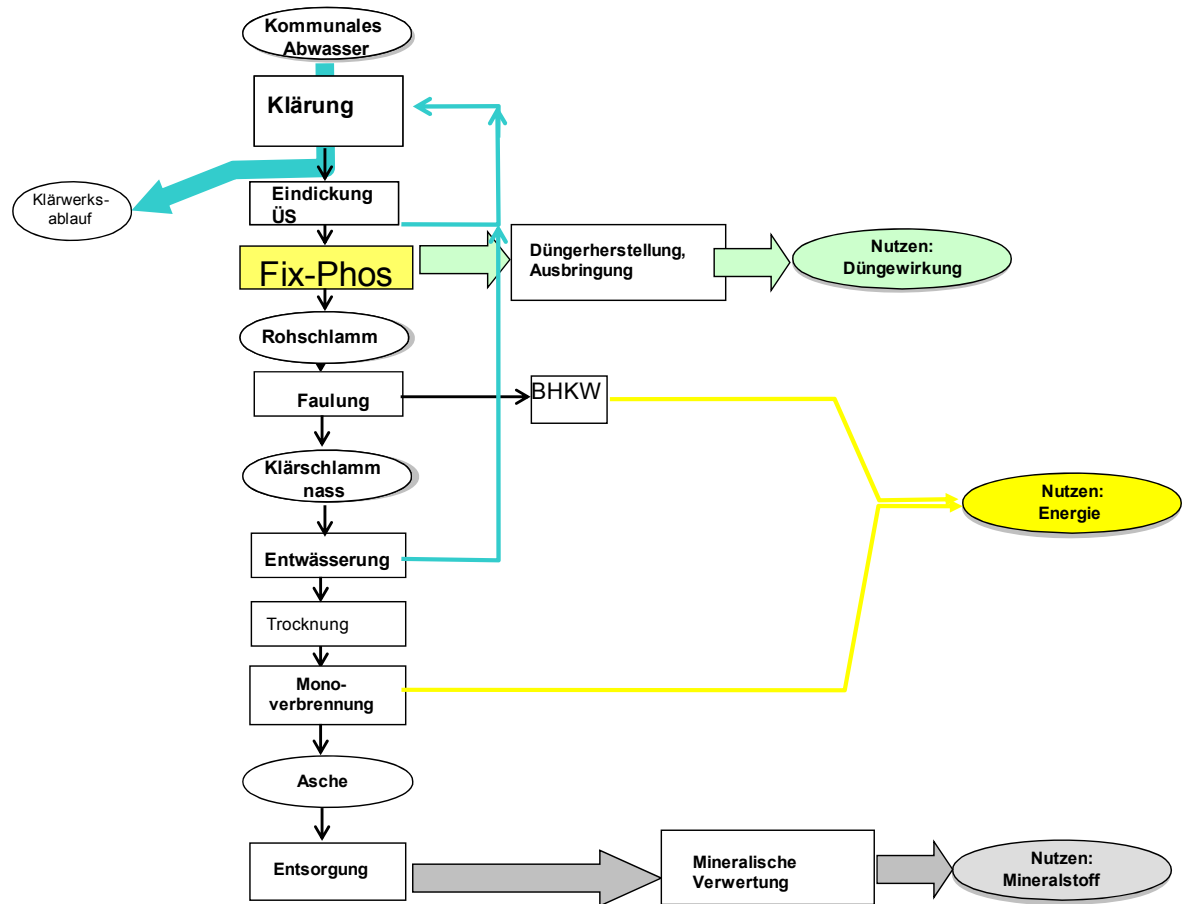


Abbildung 6.22: System und Systemgrenze für das Szenario FIX-Phos

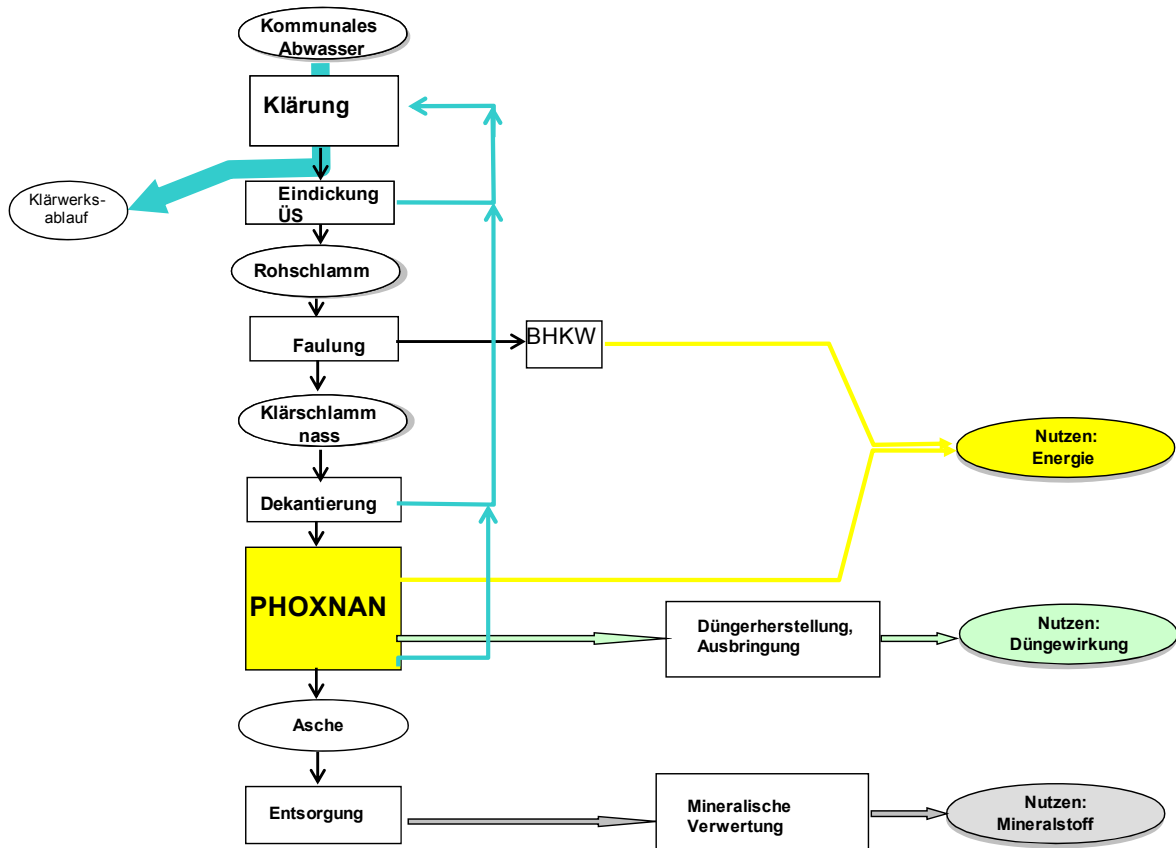


Abbildung 6.23: System und Systemgrenze für das Szenario PHOXNAN

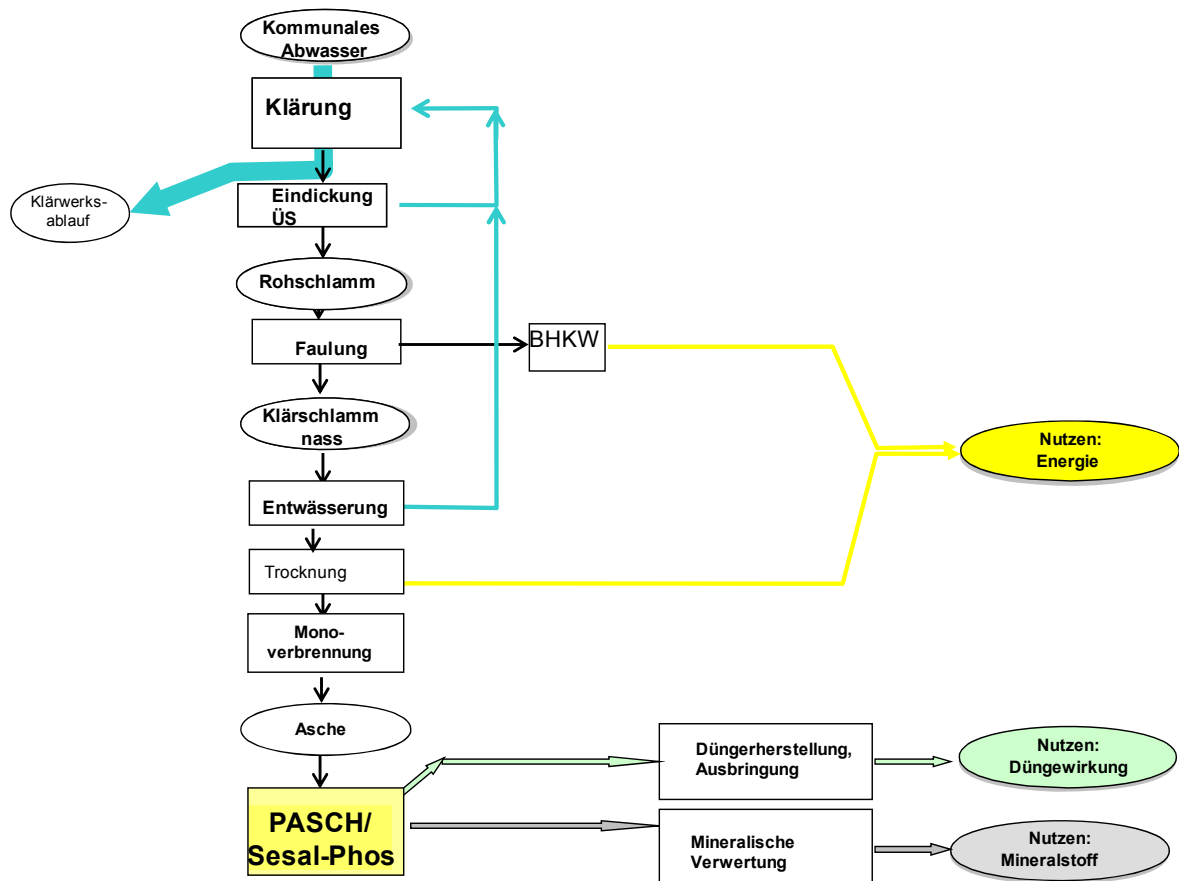


Abbildung 6.24: System und Systemgrenze für die Szenarien PASCH und SESAL-Phos

6.2.3.8 Datenherkunft, Datenqualität und Annahmen

Datenqualität und Datenherkunft

Es ist davon auszugehen, dass die aus den Versuchen hervorgehenden Prozessdaten, wie sie im Sinne von Abbildung 6.25 in die Ökobilanz einzubeziehen sind, aufgrund des überwiegenden Labormaßstabs mit erheblichen Unsicherheiten verbunden sein werden. Daher wird eine direkte Übertragung auf den betriebstechnischen Maßstab nicht ohne weiteres sachgerecht sein. Es ist zu vermuten, dass Energieaufwand und Einsatz von Betriebsmitteln (z.B. Säuren) in einer späteren Praxisanwendung effizienter ausfallen werden müssen als bei den hier zugrunde liegenden Versuchsaufbauten.

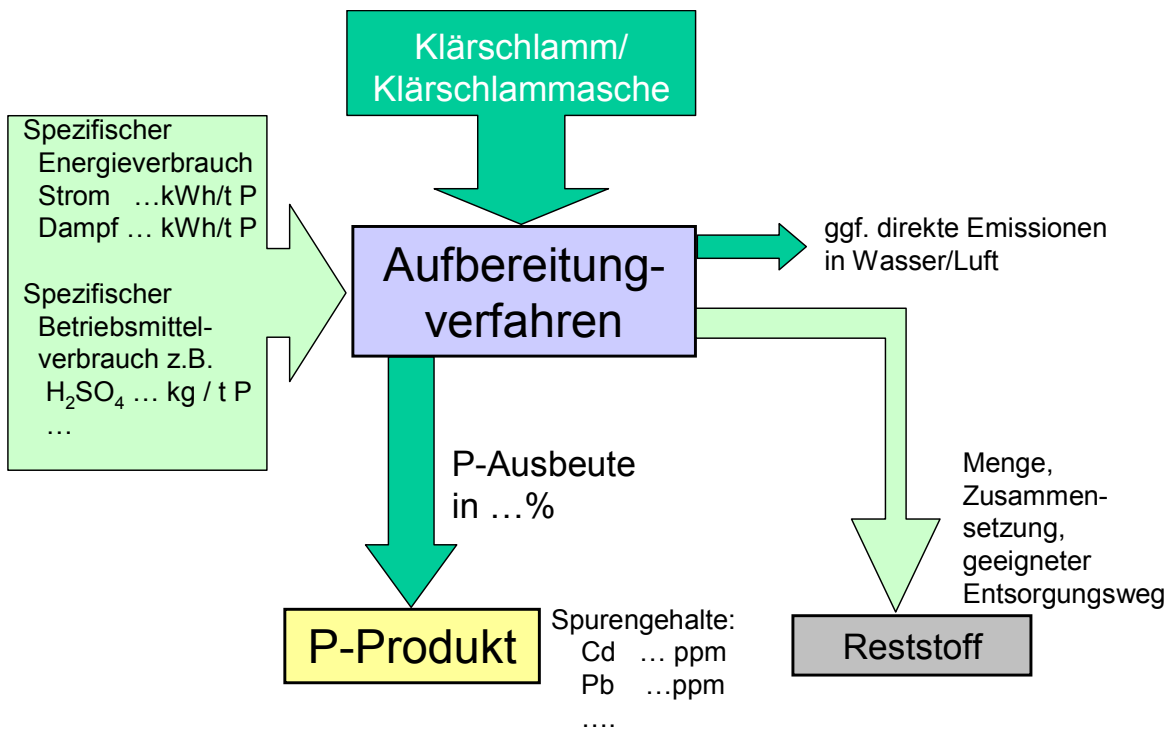


Abbildung 6.25: Notwendige Prozessdaten für die Ökobilanzierung

Die Zusammensetzung des zu behandelnden Klärschlammes hat Auswirkungen auf die Emissionen und Bodeneinträge durch die verschiedenen Szenarien. Tabelle 6.55 gibt Aufschluss über die Inhaltsstoffe im Rohschlamm (Primärschlamm und Überschussschlamm vor Faulung und Entwässerung).

Tabelle 6.55: Angenommene Zusammensetzung des Klärschlammes

Inhaltsstoffe	Einheit	Konzentration
Org. Substanz	% (TS)	62,5
P	% (TS)	2,4
N	% (TS)	5,6
Ca	% (TS)	1,5
K	% (TS)	3
Mg	% (TS)	0,27
As	mg/kg TS	5
Cd	mg/kg TS	1,3
Cr	mg/kg TS	25
Pb	mg/kg TS	50
Hg	mg/kg TS	1,3
PAK	mg/kg TS	0,5

Die dem jeweiligen System entsprechend der äquivalenten Phosphormenge anzurechnenden Gutschriften für die eingesparten Herstellungsaufwendungen (siehe) und Schwer-

metallgehalte in den Mineraldüngern sind in Tabelle 6.56 bzw. Tabelle 6.57 zusammengefasst.

Tabelle 6.56: Lebenswegdaten für mineralische P-Düngern (Berechnungen des IFEU)

	Einheit	Single-Superphosphat	Triple-Superphosphat	Rohphosphat
Fossile Primärenergie	GJ / t P	19,7	26,1	13,2
Phosphorerz	t / t P	7,528	7,796	7,531
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq. / t P	1351	1848	987
Versauerung	kg SO ₂ -Äq. / t P	22,4	23,4	8,3
Eutrophierung	kg PO ₄ ³⁻ -Äq. / t P	0,344	0,435	0,779
Feinstaubbelastung	kg PM ₁₀ Äq. / t P	3,69	5,11	2,43
Krebsrisikopotenzial	g As-Äq. / t P	1,19	0,46	0,14
Cadmium Eintrag in Boden	kg / t P	0,0573	0,119	0,0664

Tabelle 6.57: Schwermetallgehalte von mineralischen P-Düngern (Ableitung des IFEU anhand verschiedener Datenbasen)

mg / kg P	Single-Superphosphat	Triple-Superphosphat	Thomasphosphat	Rohphosphat
Arsen As	0,0348	0,0144	0,0401	0,0212
Blei Pb	0,0094	0,0039	0,0703	0,0071
Cadmium Cd	0,057	0,119	0,0013	0,067
Chrom Cr	1,70	1,16	22,08	0,94

Annahmen

Im Referenzszenario Landwirtschaft (direktes Ausbringen des Klärschlammes auf den Acker) werden alle Klärschlamm-inhaltsstoffe als Düngeräquivalente berücksichtigt und dem System gutgeschrieben. Eine Ausnahme hiervon ist Calcium, das nicht als Kalkdünger angerechnet wird, da Kalkdünger überhaupt nur auf spezifischen Standorten benötigt wird. In den Szenarien mit Phosphorrückgewinnungsverfahren hingegen wird nur der Phosphor aus den Produkten den Systemen gutgeschrieben.

Generell wurde kein Transport von getrocknetem Klärschlamm zur Monoverbrennung berücksichtigt, weil die Anlagen zumeist in Kläranlagennähe anzutreffen sind.

Die thermische Überschussenergie aus dem Faulungsprozess wird nur zu 20% gutgeschrieben, weil eine sinnvolle Nutzung dieser Energie vorzugsweise im Sommer zumeist nicht gewährleistet ist.

Für das P-RoC- und SESAL-Phos-Verfahren ist die PAK-Abreicherung im Produkt unbekannt. Der entsprechende Abreicherungsfaktor für Blei wurde daher auch für PAK angenommen, der im Falle von P-RoC wiederum gleich dem Faktor von Cadmium gesetzt wurde. Bei allen Verfahren mit vorangegangener Verbrennung (PHOXNAN, PASCH,

SESAL-Phos) wird davon ausgegangen, dass kein PAK ins Produkt gelangt. Für PAK ist weiterhin kein Normierungswert vorhanden, um die PAK-Belastung durch das Düngeprodukt auf Einwohner beziehen zu können.

P-RoC-Verfahren

Mit dem P-RoC-Verfahren kann eine höhere Phosphorausbeute erzielt werden, wenn es auf einer Kläranlage mit Bio-P-Elimination betrieben wird. Unter herkömmlicher Fällung gelangen nur 5% des im Phosphor enthaltenen Klärschlamm in den Nebenstrom aus Eindickung und Entwässerung. Mit Bio-P erhöht sich dieser Prozentsatz auf 40%. Dies wird in einer Sensitivitätsberechnung betrachtet. Es wird angenommen, dass alle weiteren Inhaltsstoffe des Klärschlamm dabei nicht verstärkt in den Nebenstrom rückgelöst werden. Weiterhin wird angenommen, dass ökobilanziell gesehen kein Unterschied zwischen einer herkömmlichen Kläranlage und einer mit Bio-P-Elimination besteht. Beim P-RoC-Verfahren bestehen Unsicherheiten bezüglich der Bewertung von Bleieintrag im Boden mit dem Phosphorprodukt, da Blei im Produkt und Nebenstrom in Labormessungen nicht quantifizierbar war. Für Cadmium wurde die Menge im Produkt durch die Menge im Nebenstrom dividiert und daraus eine Wiederfindungsrate für das Produkt bestimmt. Dieser Wert wurde dann auch auf Blei angewendet. Auch im Falle der Wiederfindungsrate für Cadmium ist aber unklar, wie viel des Cadmium aus der zur Fällung zugegebenen CSH-Phase und damit nicht aus dem Nebenstrom stammt.

PHOXNAN-Verfahren

Beim PHOXNAN-Verfahren wurde angesetzt, dass 3% des Quecksilbers aus dem Klärschlamm im Zuge des Loprox-Verfahrens in die Abluft gelangen. Es wurde weiterhin angenommen, dass bei der Verbrennung Lachgas in einer Konzentration von 5 mg/m^3 Abluft entsteht im Gegensatz zu 250 mg/m^3 Abluft bei der Wirbelschichtverbrennung. Im Zuge des Loprox-Schrittes wird Wärmeenergie frei. Es ist unklar, ob diese genutzt werden kann. Deshalb werden hier zwei Fälle mit 100%iger Nutzung der Wärme und keiner Nutzung derselben betrachtet. Das spiegelt Anlagen wieder, die auf eine Wärmenutzung optimiert sind bzw. nicht. Beim PHOXNAN-Verfahren ist eine Unsicherheit bezüglich der Bewertung von Blei- und Cadmиеinträge in den Boden gegeben, da für den Neutralisations- und Fällungsschritt keine Daten verfügbar sind. Es wurde angenommen, dass das Blei und Cadmium in diesem Schritt vollständig in die feste Phase übergeht.

PASCH/SESAL-Phos-Verfahren

Beim PASCH- und SESAL-Phos-Verfahren ist eine Trocknung des Produktes nicht inbegriffen. Daher wurde angenommen, dass das Produkt in der nassen Form zum Acker transportiert wird. Dies bedeutet eine höhere Aufwendung für diesen Transportschritt.

6.2.4 Ergebnisse

6.2.4.1 Wirkungsabschätzung

Der Systemabschnitt der zur Klärschlammherzeugung vorgelagerten Abwasserbehandlung wird nicht berücksichtigt, weil sich für die betrachteten Szenarien keine Unterschiede in diesem Abschnitt ergeben. Berücksichtigt wird die Aufbereitung des Primär- und Überschussschlammes und die durch die P-Rückgewinnung und auch die Energienutzung der Abwärme des Verfahrens ersetzten Primärprozesse und deren Umweltwirkungen.

Alle verwendeten Kategorien finden sich in den nachfolgenden Diagrammen wieder. In den Bildern stellt der oberste Balken jeweils die Lasten, die durch das Szenario verursacht werden, dar. Die Lasten sind unterteilt in die Einzelprozessschritte des Szenarios:

- Vorbehandlung: Aufwendungen für die Behandlung des Klärschlammes (Eindickung des Überschussschlammes, Faulung, Entwässerung, ggf. Trocknung, Dekantierung bei PHOXNAN).
- WSO-Verbrennung: Mono-Verbrennung in Wirbelschichtöfen für die Varianten, in denen eine solche erfolgt.
- P-Verfahren: Lasten, die durch das eigentliche Phosphorrückgewinnungsverfahren verursacht werden.
- Entsorgung: Behandlung der Rückstände.
- Logistik: Umladen des Klärschlammes, Transport des Klärschlammes oder Produkts zum Acker.
- P-Nutzung: Lasten, die Klärschlamm oder P-Produkt auf dem Acker bewirken.

Der Balken darunter beziffert die Gutschriften (GS), aufgeteilt nach:

- GS Strom: Gutschrift für Strom, der im Zuge der Faulung über ein BHKW oder bei der Monoverbrennung gewonnen wird.
- GS Wärme: Gutschrift für Wärme, die im Zuge der Faulung über ein BHKW gewonnen wird; diese wird nur zu 20% angerechnet.
- GS Dünger: Gutschrift für Lasten, die mit der Herstellung und Anwendung des substituierten Mineraldüngers einhergehen.
- GS Dü/Wä optimal: Sensitivitäten für den optimalen Fall des P-RoC- und PHOXNAN-Verfahrens. Bei P-RoC kann die Phosphorausbeute durch Bio-P-Fällung in der Kläranlage und damit der substituierte Düngerertrag optimiert werden. Bei PHOXNAN kann die im Verfahren anfallende Wärme genutzt werden anstatt sie wie im Standard abzuführen.

Der dritte Balken stellt die Summe aus den Lasten und den Gutschriften dar (Netto-Wert). Im Falle des optimierten P-RoC- und PHOXNAN-Verfahrens ergibt sich auch ein optimaler Netto-Wert (Netto optimal).

Abbildung 6.26 zeigt die **Ressourcenbeanspruchung von Phosphor**. Die Einsparung von Phosphor-Ressourcen bildet den Hintergrund des PHOBE-Projektes.

In den Systemen wird in keinem Schritt Phosphor benötigt. Daher gibt es in dieser Kategorie keine Lasten.

Beim Ausbringen des Klärschlammes auf den Acker im Referenzszenario Landwirtschaft wirkt der darin enthaltene Phosphor als Dünger und substituiert somit Mineraldünger. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass der Phosphor im Klärschlamm in vollem Umfang in gleicher Weise pflanzenverfügbar ist wie der Phosphor im Mineraldünger. Es werden die für eine entsprechende Menge Phosphor-Mineraldünger benötigten Phosphor-Ressourcen gutgeschrieben.

Bei allen Varianten, die Phosphor rückgewinnen, wird jeweils ebenso eine entsprechende Menge Phosphor-Ressource gutgeschrieben. Die Gutschrift ist kleiner als im Referenzszenario Landwirtschaft, weil während der Klärschlammbehandlung und den Rückgewinnungsverfahren ein Teil des Phosphors verloren geht. Aber sie ist größer als im anderen Referenzszenario Standardverbrennung, da hier der Phosphor gänzlich mit der Asche verloren geht. Verfahren mit hohen Phosphor-Rückgewinnungsraten wie bspw. PASCH schneiden in dieser Kategorie am besten ab. Das P-RoC-Verfahren gewinnt ebenfalls viel Phosphor zurück, wenn es auf einer Kläranlage mit Bio-P-Elimination betrieben wird, da es schon ganz am Anfang in der Klärschlammbehandlungskette angreifen kann.

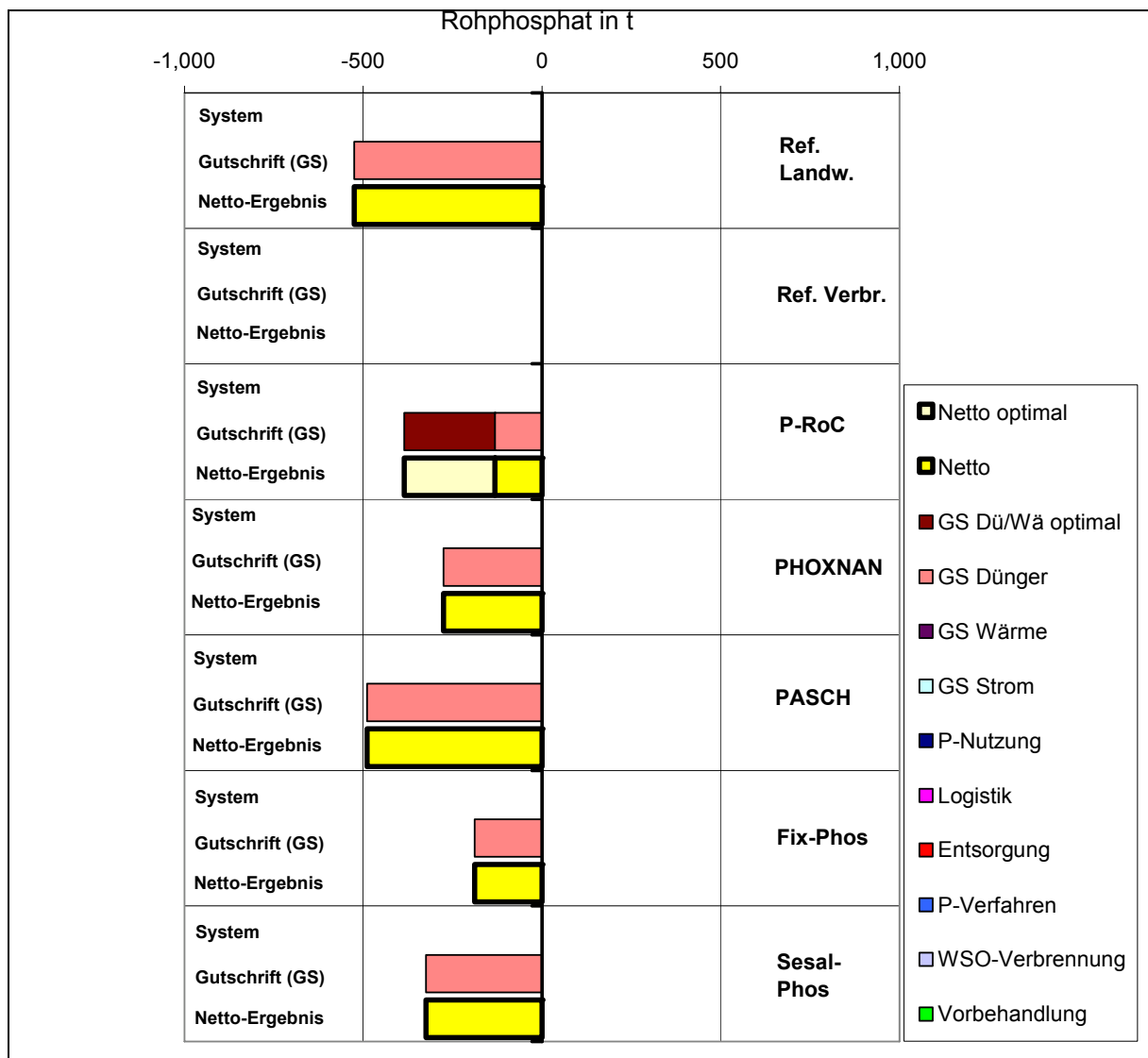


Abbildung 6.26: Wirkungsabschätzung für den Verbrauch von Phosphor-Ressourcen

In Abbildung 6.27 gibt die **Beanspruchung fossiler Ressourcen** wieder. Es werden sowohl Ressourcen berücksichtigt, die zur Energieerzeugung benötigt werden, als auch Ressourcen, die in benötigten Hilfsstoffen zu finden sind.

Für die Vorbehandlung des Klärschlammes werden bei allen Verfahren fossile Ressourcen benötigt, am wenigsten beim Referenzszenario Landwirtschaft und PHOXNAN, weil in beiden der Trocknungsschritt entfällt und bei letzterem auch ein Eindickungsschritt. Die Rückgewinnungsverfahren benötigen Energie und damit auch fossile Energieträger. Insbesondere schlagen hier aber auch die Vorketten zur Herstellung benötigter Chemikalien zu Buche.

Gutschriften gibt es vor allem für erzeugten Strom. Im Referenzszenario Landwirtschaft und im PHOXNAN-Szenario findet keine Monoverbrennung statt und daher fällt die Gutschrift für dabei erzeugten Strom weg. Wenn im PHOXNAN-Szenario die im Zuge des Loprox-Schrittes anfallende Wärmemenge genutzt wird, resultiert daraus auch eine hohe Gutschrift.

Wegen des hohen Chemikalienbedarfs beim SESAL-Phos-Verfahren fällt die Bewertung für dieses Szenario in dieser Kategorie am ungünstigsten aus.

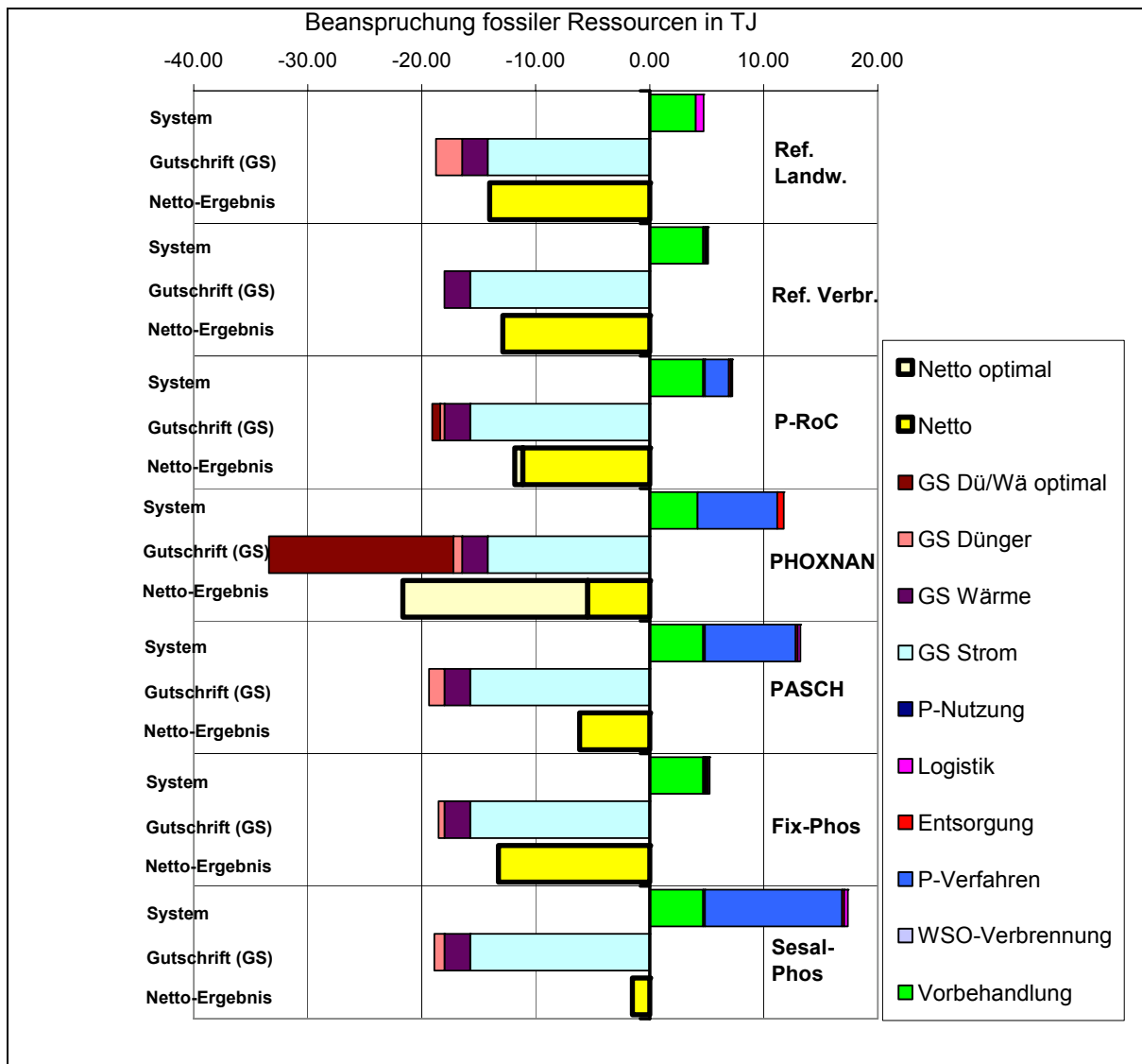


Abbildung 6.27: Wirkungsabschätzung für die Beanspruchung fossiler Ressourcen

Ein ähnliches Bild ergibt sich für den **Treibhauseffekt** (Abbildung 6.28). Hier liefert zusätzlich die Monoverbrennung einen beachtlichen Beitrag, der aus Lachgasemissionen resultiert. Die Verbrennung im Wirbelschichtverfahren emittiert angesichts der hohen feuerungsspezifischen Lachgasemissionen (N_2O) mehr als sie durch Energienutzung einspart. Daher haben Szenarien, die ohne Monoverbrennung auskommen, wie das Referenzszenario Landwirtschaft und PHOXNAN, zunächst einen Vorteil. Im ersteren wird das durch Lachgasemissionen vom Acker aus dem Klärschlamm (P-Nutzung) zum Teil wieder konterkariert. Im letzteren hat das Rückgewinnungsverfahren selbst einen großen Anteil aufgrund des Stroms, der zur Sauerstoffbereitstellung im Loprox-Verfahren benötigt wird. Weiterhin ist unbekannt, wie hoch die Lachgasemissionen beim Loprox-Verfahren sind. Bislang sind sie nicht berücksichtigt, könnten aber im ungünstigsten Fall so groß wie bei der Monoverbrennung sein. Die hohen Beiträge der Rückgewinnungsverfahren PASCH und

SESAL-Phos erklären sich aus den Vorketten für die benötigten Chemikalien. Beim P-RoC-Verfahren ist relativ viel Strom nötig, um den großen Abwasser-Nebenstrom behandeln zu können. Bei den Gutschriften dominieren diejenigen für Strom aus dem BHKW im Zuge des Faulprozesses. Beim PHOXNAN-Verfahren ist aber im Falle von voller Nutzung der entstehenden Wärmeenergie auch die Gutschrift für selbige dominant. Diese fällt dann weit stärker ins Gewicht als die Einsparung der Herstellung von Phosphordünger.

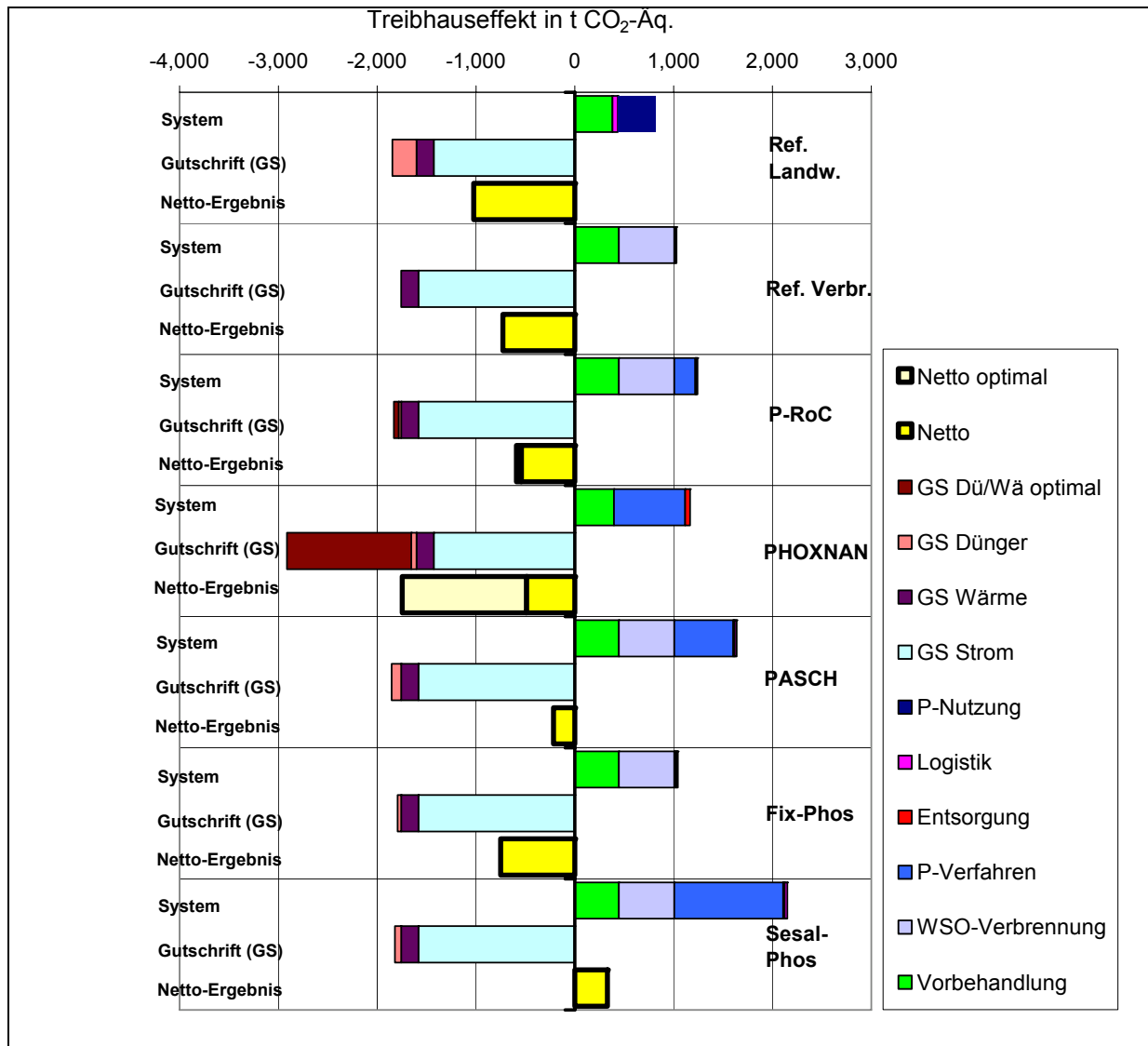


Abbildung 6.28: Wirkungsabschätzung für das Treibhauspotenzial

Beim **Versauerungspotenzial** (Abbildung 6.29) fällt zuerst der große Beitrag des Kärschlammes auf dem Acker im Referenzszenario Landwirtschaft auf. Der Grund dafür sind Ammoniakemissionen aus dem Klärschlamm. Die Phosphorreyclingsprodukte hingegen verursachen keine solchen Emissionen. Bei den P-Rückgewinnungsverfahren an sich sind im Falle von PASCH und SESAL-Phos wiederum die Vorketten der benötigten Chemikalien die Treiber für den Beitrag zum Versauerungspotenzial. Bei PHOXNAN resultiert der Beitrag zum einen aus der Erzeugung des Stroms, der zur Sauerstoffbereitstellung benötigt wird, und zum anderen aus der Vorkette der benötigten Schwefelsäure. Dies kann durch die

Gutschriften (Wärme, Phosphor) nicht wettgemacht werden kann. Im Loprox-Schritt des PHOXNAN-Verfahrens könnten weitere Schwefeldioxidemissionen auftreten, die vom Abreinigungsgrad abhängen und bislang nicht berücksichtigt werden. Dank der guten Abreinigung ist der Beitrag der Wirbelschichtverbrennung relativ gering. Der Phosphor-Rückgewinnungsrate entsprechend ändert sich die Gutschrift für substituierten Dünger, dessen Herstellung seinerseits mit Beiträgen zum Versauerungspotenzial verbunden ist, mit den Verfahren.

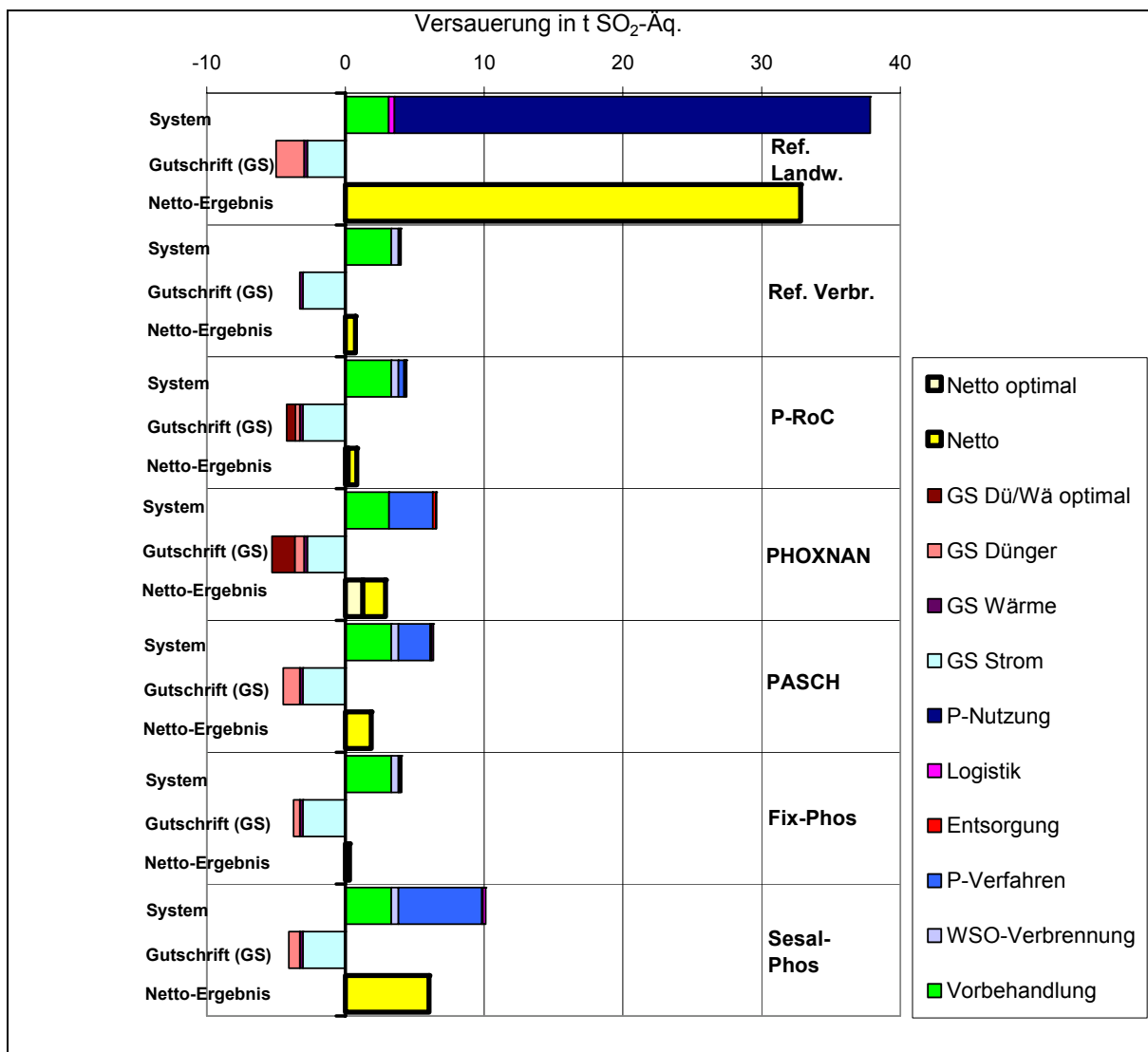


Abbildung 6.29: Wirkungsabschätzung für das Versauerungspotenzial

Emissionen in Gewässer, die **aquatische Eutrophierung** verursachen, entstammen vor allem den Behandlungsschritten des Klärschlammes, wie bspw. der Eindickung und Entwässerung (Abbildung 6.30). Die einzelnen Szenarien unterscheiden sich hier kaum voneinander. Beim P-RoC- und FIX-Phos-Szenario fallen die Emissionen ein bisschen geringer aus, weil der Klärschlammbehandlungskette Nährstoffe wie Phosphor entzogen werden, die dann in der darauf folgenden Entwässerung nicht mehr mit der wässrigen Phase ausgetragen werden können. Beim PHOXNAN-Szenario entfällt ein Eindickungsschritt. Dafür

hat das PHOXNAN-Verfahren an sich einen großen Beitrag zur aquatischen Eutrophierung: Das Phosphor-Produkt wird aus dem Filtrat ausgefällt, wobei das verbleibende Filtrat mit seiner Ammoniumfracht wieder der Kläranlage zugeführt wird. Von dort gelangt ein Teil davon in die Gewässer, während es bei den anderen Szenarien in Abfallprodukten fixiert wird oder in die Luft übergeht.

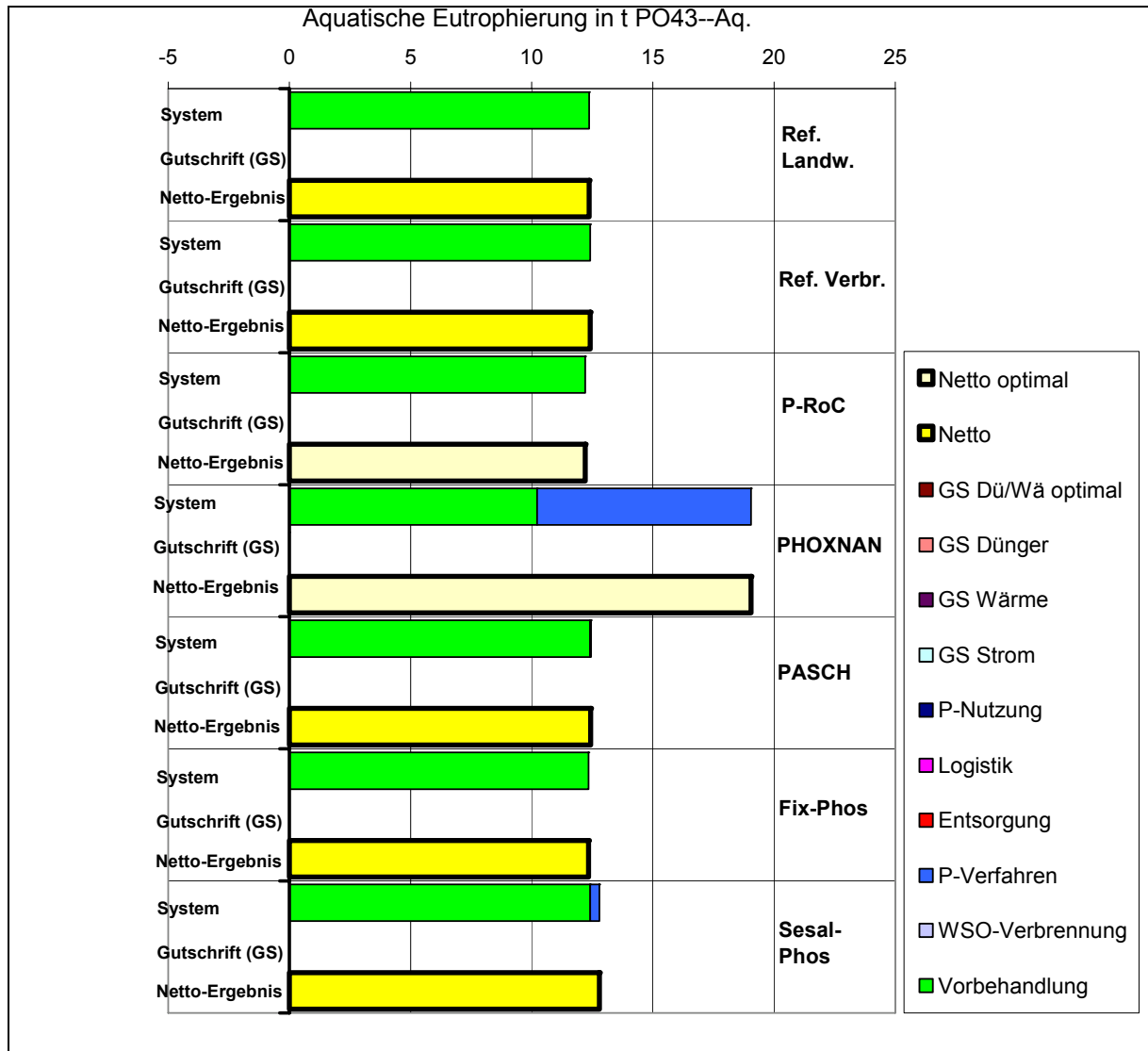


Abbildung 6.30: Wirkungsabschätzung für die aquatische Eutrophierung

Terrestrische Eutrophierung ist mit Emissionen von Stickoxiden und Ammoniak in die Luft verbunden. Die Ammoniakemissionen aus dem Klärschlamm auf dem Acker erklären den hohen Beitrag der Phosphor-Nutzung im Referenzszenario Landwirtschaft (Abbildung 6.31). Der Unterschied zwischen allen anderen Szenarien ist demgegenüber verschwindend gering. Die Chemikalienvorketten sind wiederum der Grund für den Beitrag der Rückgewinnungsverfahren in den Szenarien zu PASCH und SESAL-Phos. Stickoxidemissionen aus dem Loprox-Schritt im PHOXNAN-Verfahren werden nicht berücksichtigt, weil deren Größe unbekannt ist.

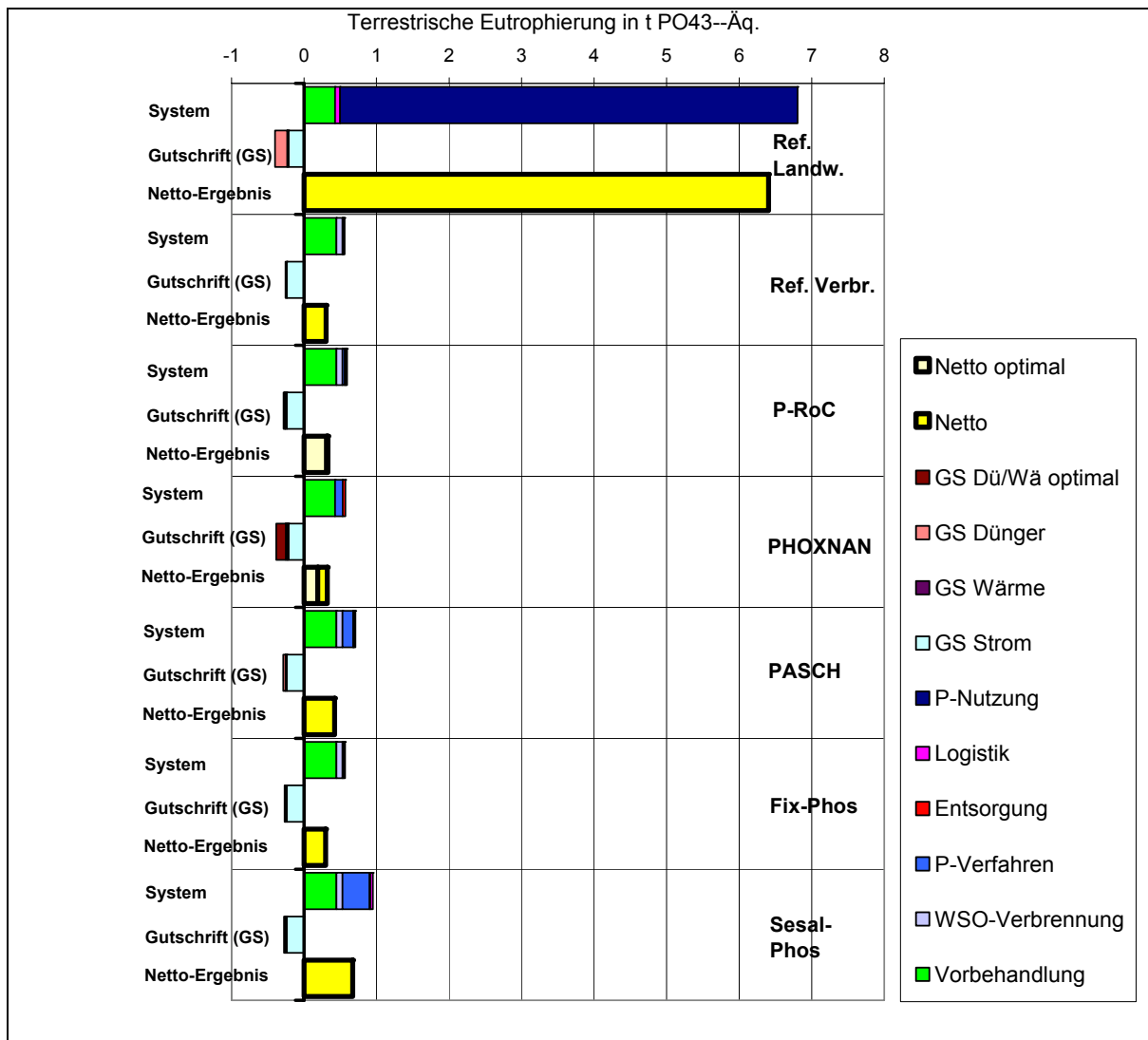


Abbildung 6.31: Wirkungsabschätzung für die terrestrische Eutrophierung

Im Folgenden werden zwei Indikatoren zur **Humantoxizität** betrachtet.

In Abbildung 6.32 ist das **Krebsrisikopotenzial** dargestellt. Dieses hat nichts mit dem Risiko über den Nahrungspfad beim Einsatz der Phosphordünger zu tun. Vielmehr bezieht sich das Krebsrisikopotenzial hier auf die Emissionen in die Luft in Folge der Verbrennungsvorgänge, der Energiebereitstellung, oder Chemikalienvorketten (SESAL-Phos-Rückgewinnungsverfahren).

Die Erzeugung von Wärmeenergie in den Szenarien, die außerhalb der Szenarien genutzt werden kann, führt zu einer entsprechenden Gutschrift, so dass die Netto-Werte kontinuierlich im negativen Bereich liegen.

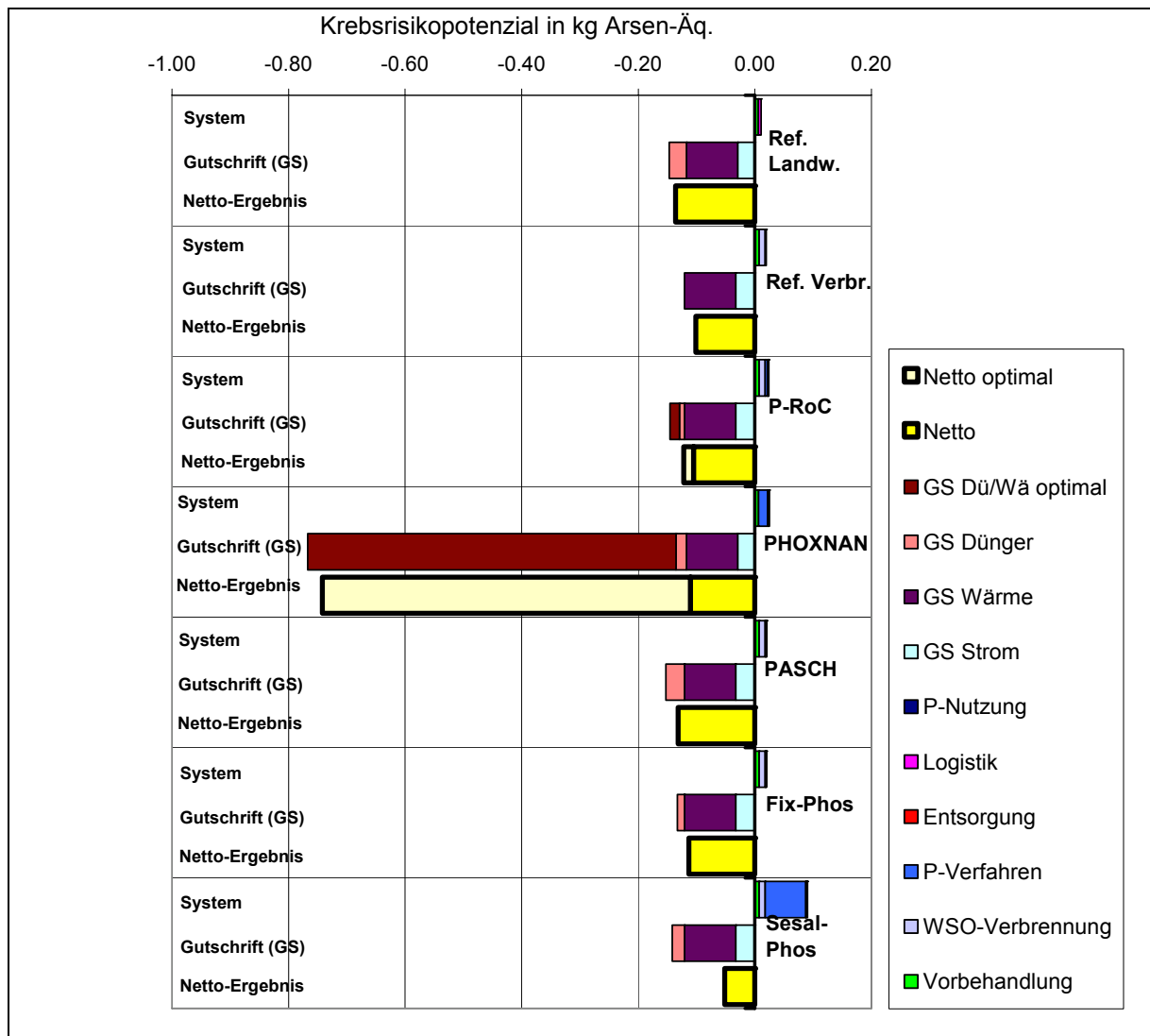


Abbildung 6.32: Wirkungsabschätzung für das Krebsrisikopotenzial (luftseitig)

In Abbildung 6.33 werden die **Quecksilberemissionen** in die Luft gezeigt, ein weiterer Indikator für Humantoxizität.

Auffällige Beiträge liefert die Monoverbrennung. Zusätzlich steuern im Falle von PHOXNAN, PASCH und SESAL-Phos die Rückgewinnungsverfahren einen großen Anteil bei. Bei PHOXNAN erklärt sich dies mit der Annahme, dass beim Loprox-Verfahren 3% des im Klärschlamm enthaltenen Quecksilbers in die gasförmige Phase übergehen. Diese Annahme ist allerdings unsicher, möglich wären sowohl mehr als auch weniger als 3%. Beim PASCH-Verfahren ist vor allem die Herstellung der im Verfahren benötigten Salzsäure für Quecksilberemissionen in die Luft verantwortlich, beim SESAL-Phos-Verfahren ist es neben der Herstellung von Salzsäure auch die Herstellung von Natriumhydroxid. Das landwirtschaftliche Referenzszenario weist zunächst die geringsten Emissionen auf, weil es ohne Monoverbrennung und Phosphorrückgewinnungsverfahren auskommt. Es ist aber fraglich, ob vom Klärschlamm auf dem Acker nicht auch Quecksilberemissionen in die Luft stattfinden. Das könnte zu einem hohen Beitrag aus der P-Nutzung führen. Die genaue Höhe ist aber unbekannt.

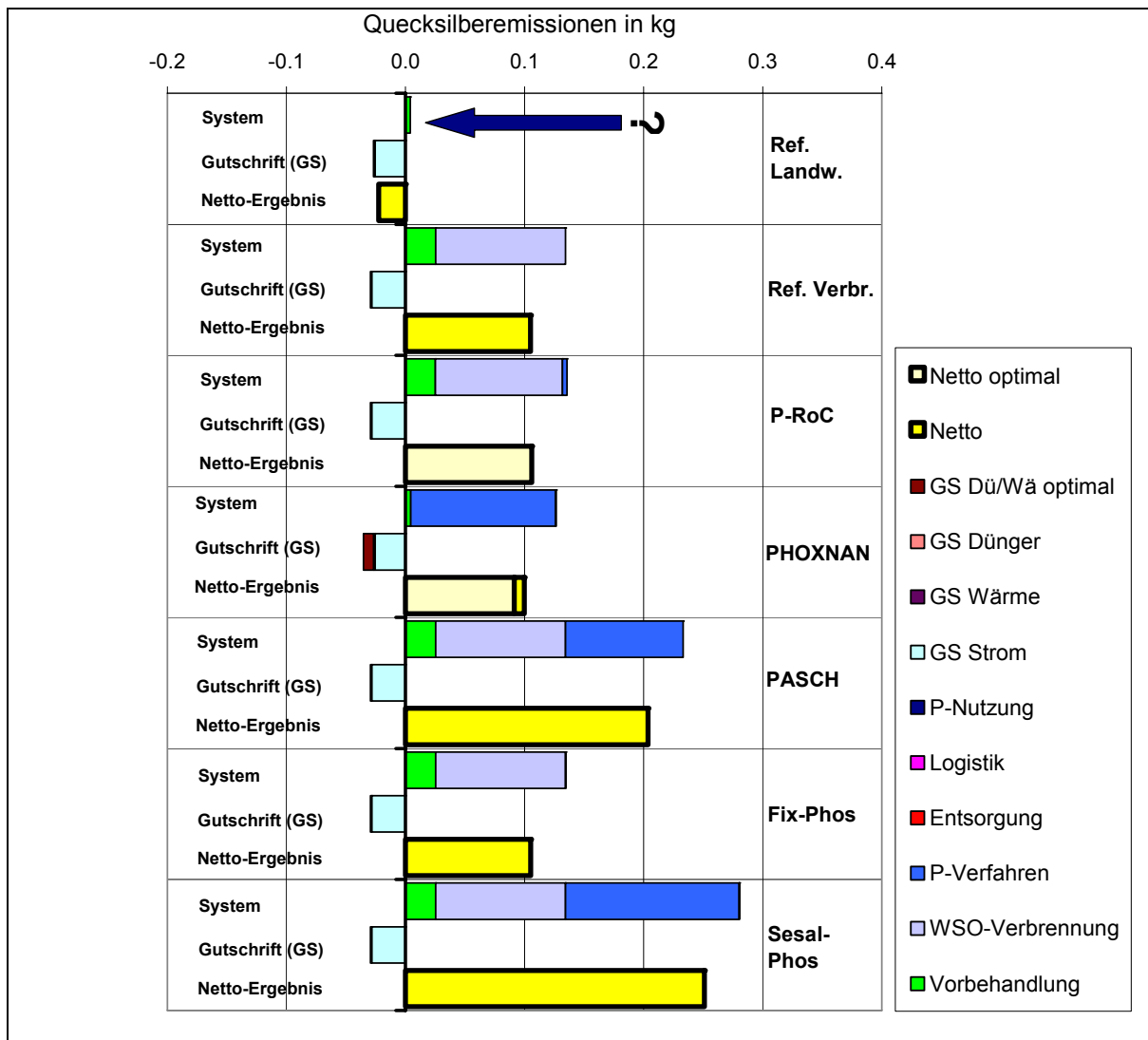


Abbildung 6.33: Wirkungsabschätzung für die Quecksilberemissionen (luftseitig)

Mit dem Klärschlamm und den Produkten aus den Phosphorrückgewinnungsverfahren werden neben Phosphor auch **Schadstoffe in den Boden** eingetragen. Diese fallen im Sektor P-Nutzung an. Beispielhaft werden hier Blei, Cadmium und PAK-Einträge in den Boden herausgegriffen.

Die **Bleieinträge** in den Boden fallen im Referenzszenario Landwirtschaft am größten aus, weil hier der unbehandelte Klärschlamm inklusive aller Schadstoffe direkt ausgebracht wird (Abbildung 6.34). Im Referenzszenario Verbrennung erfolgt kein nennenswerter Eintrag in den Boden, weil in diesem Szenario kein Produkt zum Ausbringen zur Verfügung steht. Die Szenarien mit Phosphorrückgewinnungsverfahren bringen ebenfalls vergleichsweise sehr geringe Mengen Blei in den Boden ein. Es bestehen Unsicherheiten hinsichtlich der genauen Wiederfindungsraten von Blei in den Produkten aus den Phosphorrückgewinnungsverfahren im P-RoC- und PHOXNAN-Szenario. Dies spielt aber bei dem großen Unterschied zwischen landwirtschaftlichem Referenzszenario und allen anderen Szenarien keine Rolle.

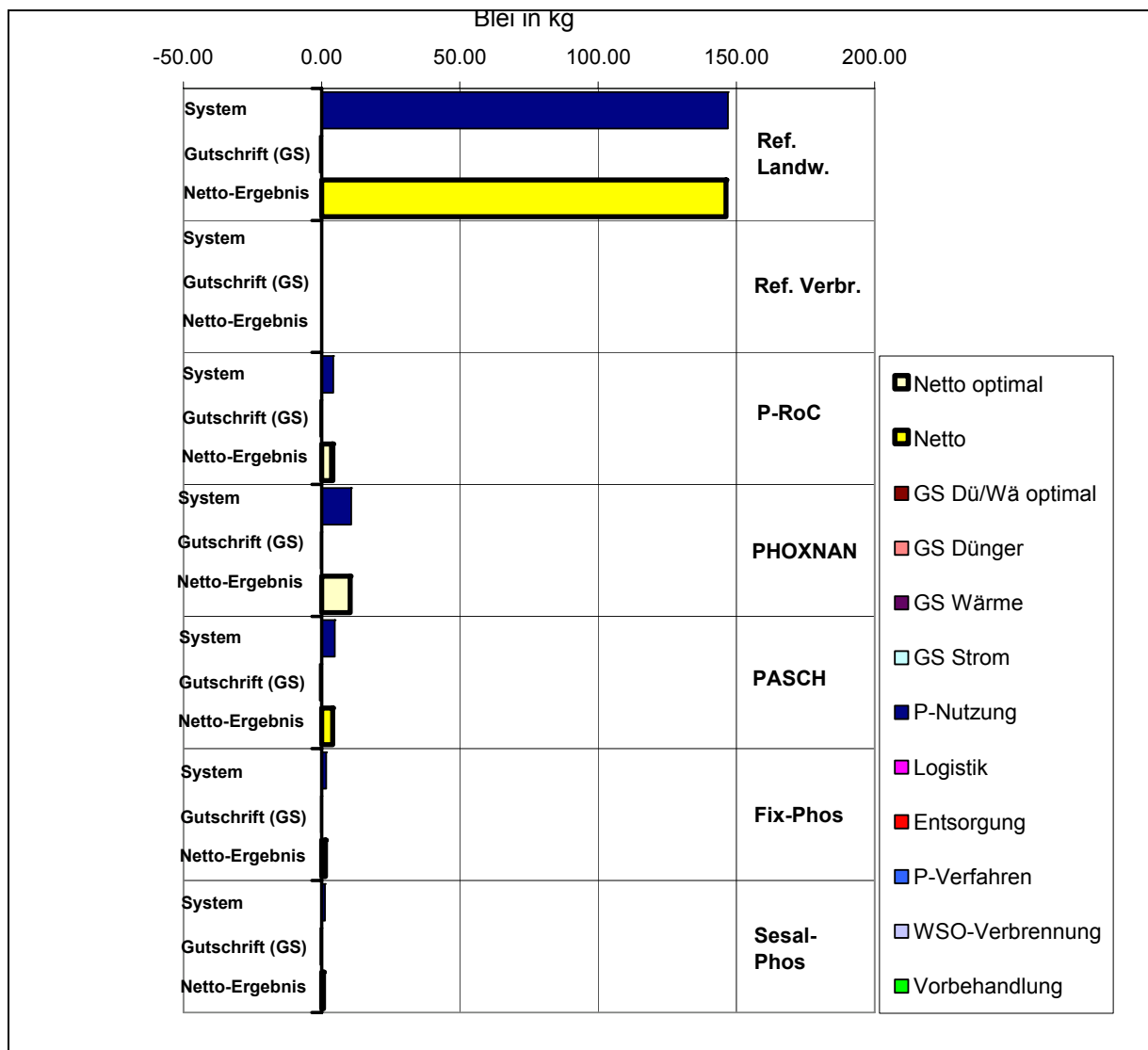


Abbildung 6.34: Wirkungsabschätzung für Bleieinträge in den Boden

Ähnlich wie die Bleieinträge in den Boden verhalten sich die **Cadmiumeinträge** in den Boden (Abbildung 6.35). Im Unterschied zu den ersteren ist Cadmium in den substituierten Mineraldüngern enthalten. Daher gibt es eine entsprechende Gutschrift für alle Szenarien, die Mineraldünger ersetzen. Diese fällt umso größer aus, je mehr Dünger ersetzt wird. Daher bekommen das landwirtschaftliche Referenzszenario und das PASCH-Szenario die größten Gutschriften. Das Referenzszenario Landwirtschaft erhält aber auch die größten Lasten. Beim P-RoC-Szenario spielt es eine große Rolle, ob ein herkömmliches Fällungsverfahren oder eine Bio-P-Fällung auf der Kläranlage angewendet wird. Auch hier bestehen Unsicherheiten hinsichtlich der genauen Phosphor-Wiederfindungsraten im Produkt aus den Phosphorrückgewinnungsverfahren im P-RoC- und PHOXNAN-Szenario, was aber wiederum nicht von Relevanz ist.

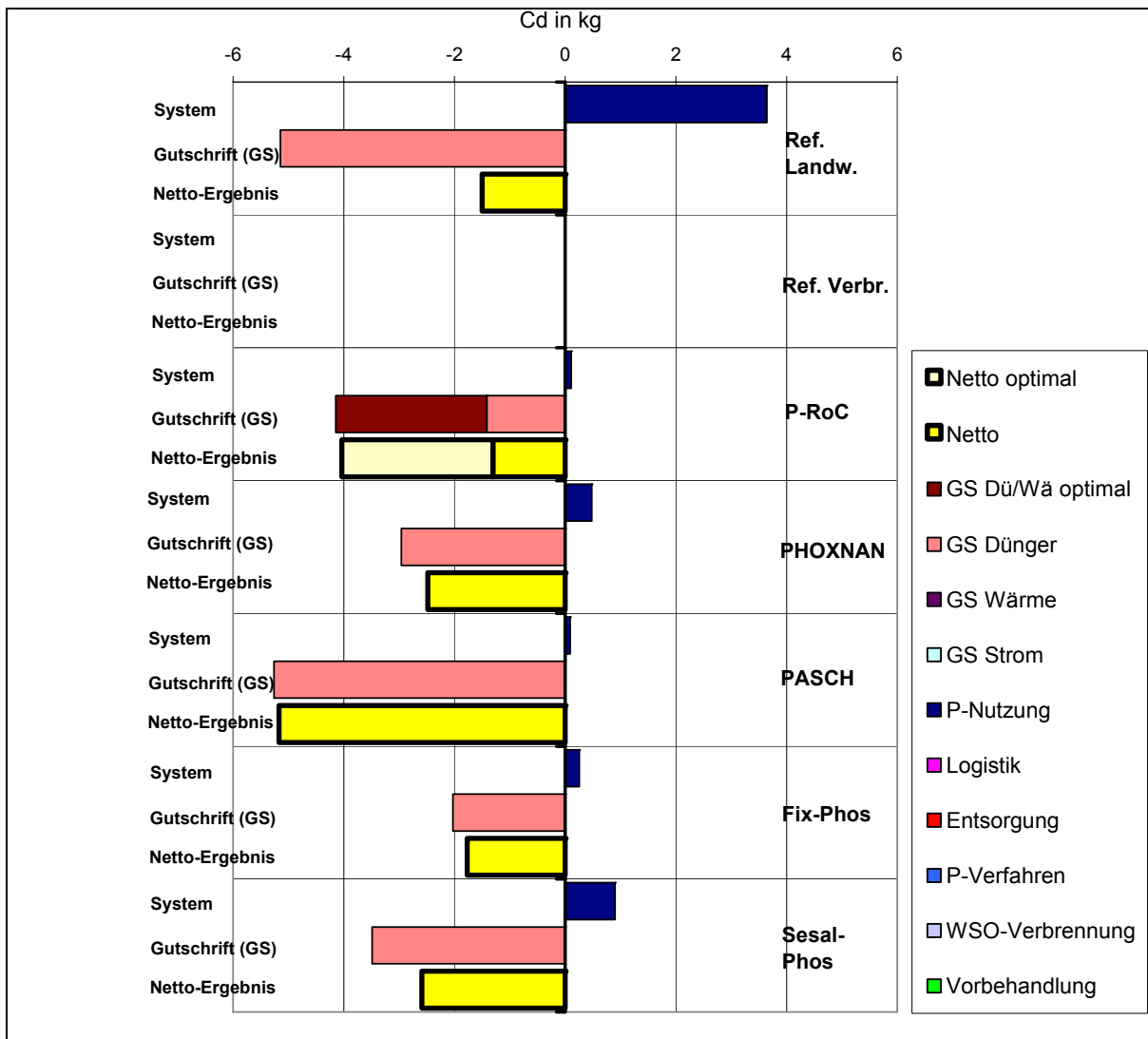


Abbildung 6.35: Wirkungsabschätzung für Cadmiumeinträge in den Boden

PAK-Einträge in den Boden treten vor allem mit dem Ausbringen des Klärschlammes direkt auf (Abbildung 6.36). Es wird unterstellt, dass bei allen Phosphorrückgewinnungsverfahren, denen eine Verbrennung vorausgeht, kein PAK im Produkt verbleibt. Dies trifft auf die Szenarien PHOXNAN, PASCH und SESAL-Phos zu. Bei den Verfahren P-RoC und SESAL-Phos hingegen sind die Wiederfindungsraten im Produkt nicht bekannt. Im Vergleich zum landwirtschaftlichen Referenzszenario findet aber sicherlich eine deutliche Reduzierung der PAK-Einträge in den Boden statt.

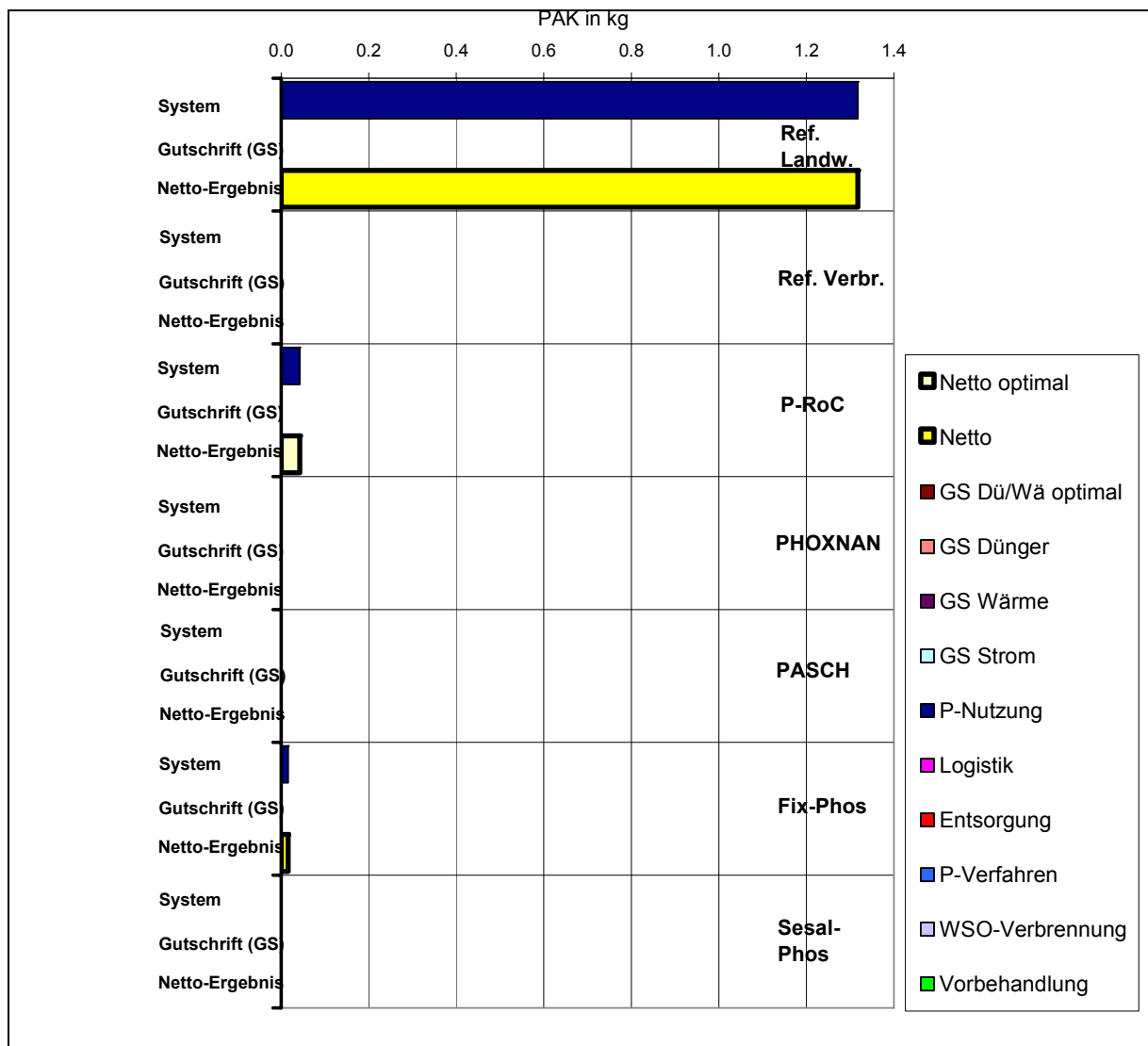


Abbildung 6.36: Wirkungsabschätzung für PAK-Einträge in den Boden

6.2.4.2 Auswertung: Normierung der Wirkungen

Um herauszufinden, ob die Unterschiede zwischen den verschiedenen Szenarien in bestimmten Wirkungskategorien relevant sind, werden im Folgenden die Wirkungen auf die Umweltlasten normiert, die ein Einwohner bezogen auf die gesamte Volkswirtschaft in Deutschland jährlich verursacht. Das Ergebnis ist eine entsprechende Anzahl an Einwohnerdurchschnittswerten, das heißt die Last des Verfahrens entspricht der Last, die durch die ermittelte Anzahl an Einwohnern verursacht würde.

Die Einwohnerdurchschnittswerte der verschiedenen Szenarien wurden dann miteinander verrechnet, um den Unterschied zwischen den Szenarien herauszubekommen. Das Ergebnis ist in Form eines so genannten „Kacheldiagramms“ dargestellt (Abbildung 6.37). Das jeweils beste Szenario in der jeweiligen Wirkungskategorie erhält keine Kachel. Eine Kachel entspricht gerundeten 1.000 Einwohnerdurchschnittswerten. Ein Punkt sind <100 und 2 Punkte entsprechen 100 bis 500 Einwohnerdurchschnittswerten. Je mehr Kacheln ein Szenario hat, desto schlechter ist es in der jeweiligen Wirkungskategorie im Vergleich zum

besten Szenario. Für die Wirkungskategorie PAK-Einträge im Boden liegen keine Normierungswerte vor. Relevant sind die Unterschiede nur im Falle von mehreren Kacheln.

Die Farbcodierung spiegelt die ökologische Priorisierung verschiedener Indikatoren, wie sie durch das UBA vorgenommen wurde, wider (Tabelle 6.54). Phosphor-Ressourcen werden hier nicht nach diesem Verfahren gewichtet.

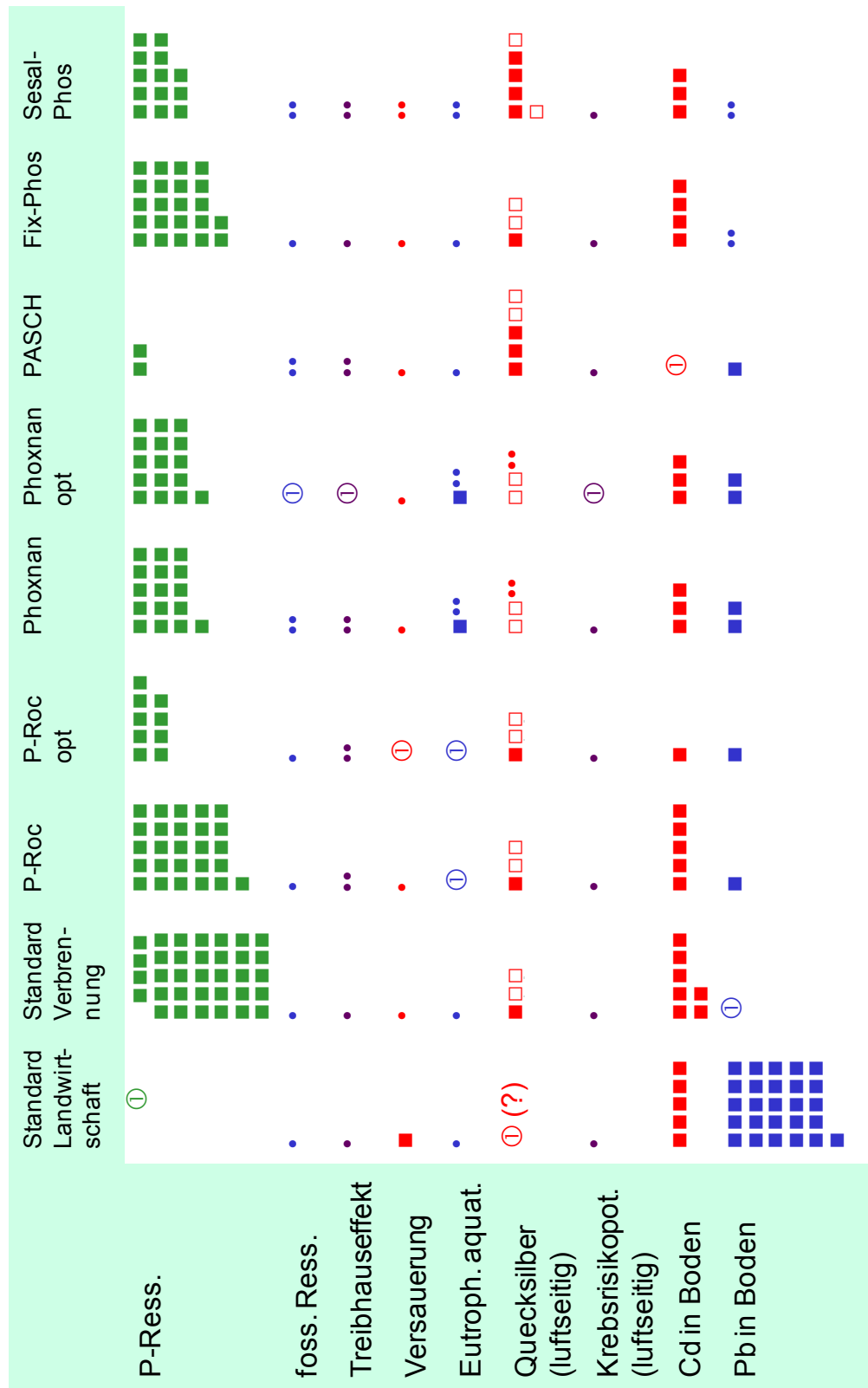


Abbildung 6.37: Ergebnisse für normierte Unterschiede zwischen den Verfahren in Einwohnerdurchschnittswerten.

Erläuterung: ⊕ = bestes Szenario; ■ = 1.000 Einwohnerdurchschnittswerte schlechter als beste Option; • = < 100 Einwohnerdurchschnittswerte schlechter als beste Option; •• = 100-500 Einwohnerdurchschnittswerte schlechter als beste Option. Ökologische Bedeutung der Indikatoren nach UBA: Blau = mittel; rot = hoch; violett = sehr hoch; grün = nicht gewichtet.

In Abbildung 6.38 sind die Unterschiede zwischen den Szenarien zusätzlich als Balkendiagramm dargestellt. Auf der x-Achse liegt das jeweils beste Szenario in der jeweiligen Kategorie.

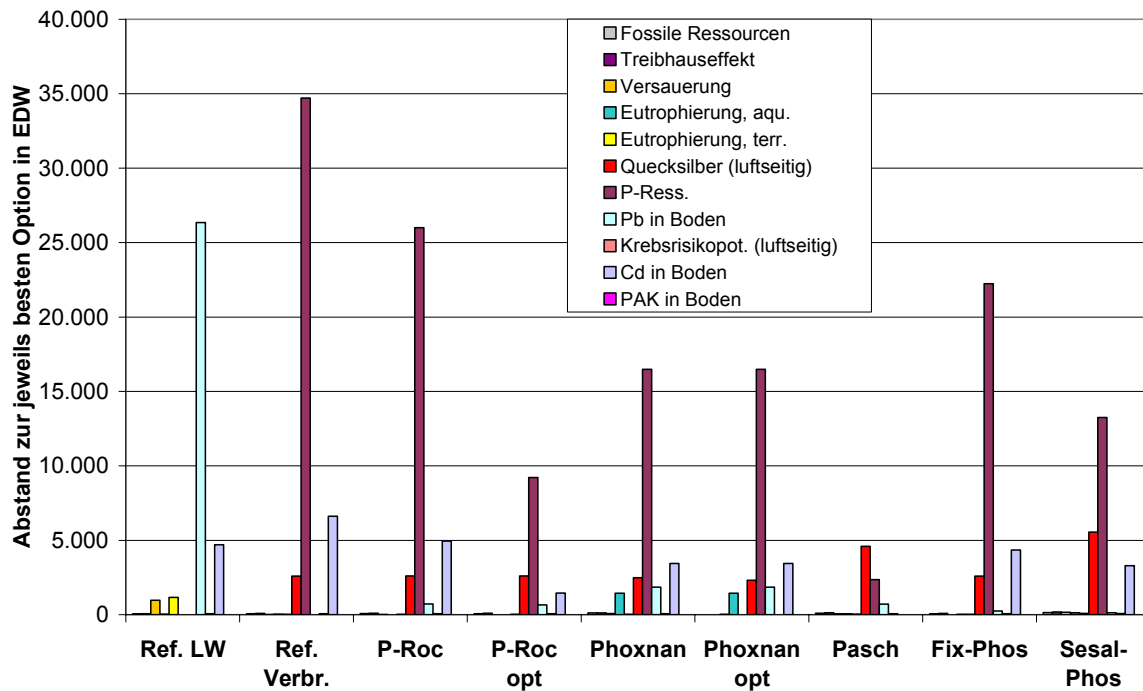


Abbildung 6.38: Ergebnisse für normierte Unterschiede zwischen den Verfahren in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW); bestes Szenario liegt auf der x-Achse

In Abbildung 6.39 sind die kleineren Unterschiede hochskaliert, indem die Kategorien mit den höchsten Unterschieden aus Abbildung 6.38 rausgenommen wurden (Phosphor-Ressourcen, Blei in Boden, Quecksilberemissionen, Cadmium in Boden).

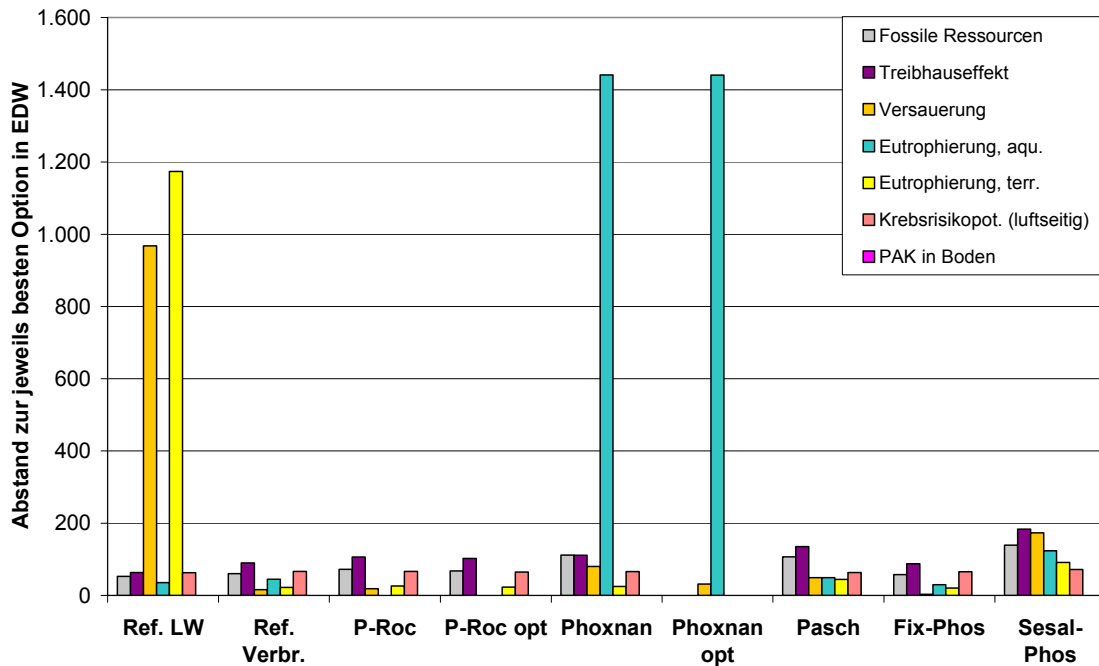


Abbildung 6.39: Ergebnisse für normierte Unterschiede zwischen den Verfahren in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW); Fokussierung auf feinere Unterschiede; bestes Szenario liegt auf der x-Achse

Folgende Schlüsse können aus diesen ersten Ergebnissen gezogen werden:

Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind vor allem für die Kategorien Phosphor-Ressourcen und Bleieinträge in den Boden relevant, mit Abstand gefolgt von Cadmium-Einträgen in den Boden und Quecksilberemissionen in die Luft sowie aquatischer Eutrophierung und Versauerung. Bleieinträge in den Boden haben nach der ökologischen Bewertung des UBA wie die aquatische Eutrophierung eine mittlere Bedeutung, wohingegen allen übrigen, oben genannten Kategorien mit Ausnahme der Phosphor-Ressourcen eine hohe Bedeutung zukommt. Phosphor-Ressourcen werden hier nicht gewichtet werden. Für alle weiteren Kategorien wie Treibhauseffekt, fossile Ressourcen und Krebsrisikopotenzial liegen die Unterschiede zwischen den Szenarien bei weniger als 200 Einwohnerdurchschnittswerten. Diese Unterschiede sind irrelevant, da in den Szenarien Klärschlämme von 100.000 Einwohnergleichheitswerten behandelt werden.

Mit den Phosphorrückgewinnungs-Szenarien kann die Phosphor-Ressource nicht ganz so quantitativ wie über direkte Klärschlammasbringung genutzt werden, aber in relevanter besserer Menge als mit der Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung. Gleichzeitig können die relevanten Schadstoffeinträge in den Boden bzw. die Abgabe von versauerndem Ammoniak in die Luft, wie sie im Falle der direkten Klärschlammasbringung auftreten, deutlich vermindert bzw. verhindert werden. Im Vergleich zur Monoverbrennung ohne Phosphorrückgewinnung treten in den Phosphorrückgewinnungsszenarien keine relevanten Zusatzbelastungen auf. Ausnahme hiervon sind Quecksilberemissionen in Luft beim

PASCH- und SESAL-Phos-Verfahren und aquatische Eutrophierung beim PHOXNAN-Verfahren.

Ein Vergleich zwischen den Szenarien P-RoC, FIX-Phos, PHOXNAN, PASCH und SESAL-Phos ist differenziert. Die Phosphor-Ausbeuten sind mit den Szenarien, die Asche aufschließen (PASCH und SESAL-Phos) am größten und damit ist auch die Einsparung von Cadmiumeintrag in den Boden, der mit den Mineraldüngern eingetragen würde, am größten. Im Gegenzug ist bei diesen Verfahren der Einsatz von Chemikalien nötig, deren Vorkette sich erhöhend auf fossilen Ressourcenbedarf, Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial und Emissionen von Quecksilber in die Luft. Beim Krebsrisikopotenzial ist das PASCH-Szenario dank der höheren Düngergutschrift besser als die anderen Szenarien, wohingegen im SESAL-Phos-Szenario eine Chemikalienvorkette dem entgegen wirkt. Das PASCH-Szenario liegt in allen Kategorien vor dem SESAL-Phos-Szenario. Das PHOXNAN-Szenario schneidet in der aquatischen Eutrophierung und bedingt in der Versauerung und fossilem Ressourcenverbrauch nicht so gut ab. Hier macht sich im Falle der aquatischen Eutrophierung die Rückführung des Filtrats inklusive Stickstoff in die Kläranlage bemerkbar und im Falle von Versauerung und fossilem Ressourcenverbrauch der hohe Strombedarf für die Sauerstoffbereitstellung im Loprox-Schritt. Bei den weiteren Kategorien liegt PHOXNAN im Bereich des FIX-Phos- und P-RoC-Szenarios und hat im Falle der Nutzung der im Loprox-Schritt erzeugten Wärme insbesondere in den Kategorien fossiler Ressourcenverbrauch, Treibhauspotenzial und Krebsrisikopotenzial Verbesserungsmöglichkeiten. Die Verfahren mit dem geringsten Materialeinsatz sind P-RoC und FIX-Phos. Das P-RoC-Verfahren bedingt einen höheren Stromeinsatz, weil die zu behandelnde Abwassermenge größer als die im FIX-Phos-Verfahren behandelte Überschussschlammmenge ist. Deshalb schneidet das P-RoC-Szenario in den meisten Kategorien etwas schlechter ab als das FIX-Phos-Szenario. Im P-RoC-Szenario kann aber im Betrieb nach einer Bio-P-Fällung potenziell mehr Phosphor rückgewonnen werden. Die Anwendung des FIX-Phos-Verfahrens setzt hingegen eine Bio-P-Fällung voraus.

6.2.4.3 Auswertung: Bildung eines Ein-Indikators

Das Bilden eines Ein-Indikators ist nach DIN ISO 14040ff. nicht zulässig. Hierfür ist eine Gewichtung verschiedener Indikatoren nötig, die subjektiv ist und vom jeweiligen Kontext der Studie abhängt. Um die verschiedenen Klärschlammbehandlungsverfahren mit und ohne Phosphorrückgewinnung direkt vergleichen zu können, wird hier aber ein Vorschlag für einen Einindikator angewendet.

Die Methodik basiert auf der Gewichtung des UBA (Tabelle 6.54). Indikatoren mit sehr geringer Bedeutung erhalten die Zahl 1 zugewiesen, die mit geringer Bedeutung den doppelten Wert 2, die mit mittlerer Bedeutung wieder den doppelten Wert 4. Indikatoren mit hoher Bedeutung bekommen konsequenterweise die Zahl 8 und solche mit sehr großer Bedeutung 16. Über die Zahlen der betrachteten Indikatoren wird die Summe gebildet. Der

Quotient aus der Zahl eines einzelnen Indikators und der Summe aller Zahlen liefert den Wichtungsfaktor für den jeweiligen Indikator.

Auf diese Weise werden die normierten Werte (aus Abbildung 6.37) der betrachteten Indikatoren aufsummiert (Tabelle 6.58). Nicht einbezogen werden können die PAK-Einträge in den Boden und die Phosphor-Ressourcen.

Tabelle 6.58: Methodik zur Bestimmung des Ein-Indikators

Indikator	UBA Ranking	Zahlen	Wichtung
Fossile Energieressourcen	C	4	5%
Treibhauseffekt	A	16	21%
Versauerung	B	8	11%
Eutrophierung, aquatisch	C	4	5%
Eutrophierung, terrestrisch	B	8	11%
Krebsrisikopotenzial (luftseitige Emissionen)	A	16	21
Quecksilberemissionen	B	8	11%
Cadmiumeintrag in Böden	B	8	11%
Bleieintrag in Böden	C	4	5%
Summe		76	100%

Die Ergebnisse sind in Abbildung 6.40 anteilig für die verschiedenen Indikatoren dargestellt.

Ein-Indikatorwerte für die verschiedenen Szenarien

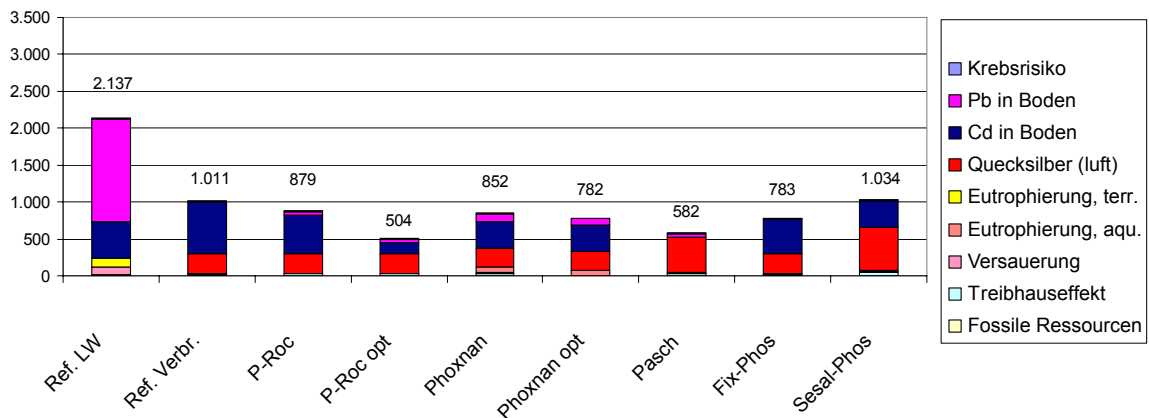


Abbildung 6.40: Einindikatorwerte, aufgeteilt nach den beitragenden Indikatoren

Eine Einbeziehung der Phosphorressourcen würde eine Wichtung dieses Indikators erfordern – was angesichts der Schwierigkeit der Einstufung von mineralischen Ressourcen schwer durchführbar ist⁹. Alternativ dazu können die Ergebnisse aus Abbildung 6.40 auch

⁹ Das UBA (1999) hatte mineralische Ressourcen wegen der Unzerstörbarkeit der Elemente stets als gering bedeutsam eingestuft, was gerade bei Phosphor zu paradoxen Einstufungen führen kann.

auf den Grad der Phosphatressourcenschonung bezogen werden und auf diese Weise in die Bewertung einbezogen werden. Dies wird in Abbildung 6.41 dargestellt. Dabei kann das Referenzsystem der Monoverbrennung ohne P-Rückgewinnung nicht bewertet werden, weil es mit einer Phosphatressourcenschonung von Null zu einer Null-Division führen würde.

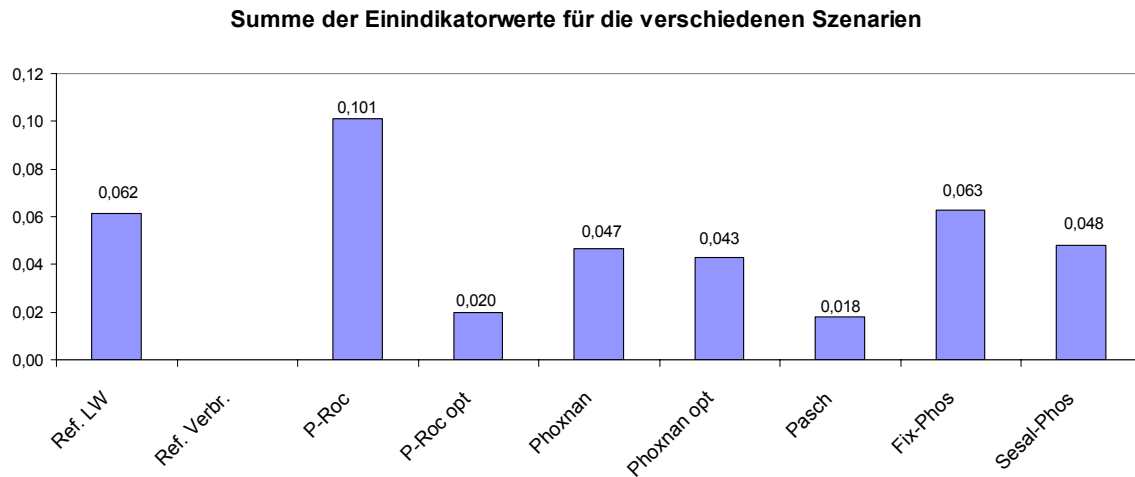


Abbildung 6.41: Summenergebnisse aggregiert auf einen Ein-Indikator

In dieser Darstellung zeigt sich das Verfahren PASCH am vorteilhaftesten, weil es bei hoher P-Einsparung außer den Quecksilberemissionen (bei der Herstellung von Salzsäure) nur geringe Umweltlasten aufweist. Das nicht-optimierte P-RoC-Verfahren weist bei dieser Bewertungsweise das vergleichsweise schlechteste Ergebnis auf.

Die Gewichtung kann auch anders vorgenommen werden. Wenn die Zahlen in Tabelle 6.58 nicht mit jeder höheren Bedeutungsstufe verdoppelt, sondern um eins erhöht werden, so resultieren Zahlen von 1 bis 5, wodurch sich die Wichtung entsprechend verändert. Dadurch verschlechtern sich alle Szenarien, die Reihenfolge bleibt aber nahezu unverändert. Das Referenzszenario mit direktem Ausbringen des Klärschlammes verschlechtert sich am stärksten.

Werden die Zahlen hingegen mit jeder höheren Bedeutungsstufe verzehnfacht (Zahlen 1 bis 10.000), so verbessern sich alle Szenarien, wobei sich der Abstand zwischen dem direkten Klärschlammausbringungsszenario und allen weiteren Szenarien aufgrund der resultierenden geringeren Gewichtung der Bleieinträge in Böden verringert. Werden die Ergebnisse auf den Grad der Phosphatressourcenschonung bezogen, dann schneidet die direkte Klärschlammausbringung nur noch im Vergleich zu PASCH und P-RoC opt. schlechter ab.

6.2.4.4 Diskussion zu Sensitivität und Sensibilität der Daten

In der vorliegenden Untersuchung mussten aufgrund der oft unzureichend durch Praxiserfahrungen belastbaren Daten vielfach Annahmen getroffen werden, bzw. Daten verwendet werden, die den späteren großtechnischen Praxisbetrieb nicht unbedingt adäquat abbilden. Solche Daten sind z.B.:

- die genauen Abreinigungswerte der Schwermetalle
- Quecksilberemissionen (auch aus Sekundärquellen wie z.B. Salzsäure-Produktion)
- Energieeffizienzen
- die effektive Verfügbarkeit des Phosphors in den erzeugten Produkten

All diese Faktoren haben einen nicht zu unterschätzenden Einfluss auf das Ergebnis, weswegen dieses in seiner Genauigkeit durchaus zu hinterfragen ist. Was die Richtungssicherheit betrifft, so ist jedoch festzustellen, dass Verfahren, die bereits günstig abschneiden wie PASCH durch den vermutlich eher konservativ angesetzten Bedarf an Säure, die Möglichkeit, das Verfahren hier zu optimieren, eher zu einer Trendverbesserung führen würde.

Die Energieeffizienzen lassen sicher noch einige Spielräume erwarten. Anhand der hier verwendeten Daten sind grobe Fehleinschätzungen jedoch eher nicht zu erwarten. Insgesamt beruhen die Hauptparameter der Bewertung auf vergleichsweise stabilen Werten, sodass eine weitgehende Richtungssicherheit unterstellt werden kann.

6.2.5 Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Insgesamt ist mit den in dieser Studie beschriebenen Phosphorrückgewinnungsszenarien die Nutzung einer relevanten Phosphormenge möglich ohne die Nachteile, die eine direkte Ausbringung des Klärschlammes auf den Acker mit sich bringt. Hier sind Schadstoffeinträge in den Boden und Versauerung zu nennen.

Gleichzeitig führen diese Rückgewinnungsszenarien aber nicht zu zusätzlichen Umweltbelastungen, die relevant sind. Eine Ausnahme hiervon sind jedoch die Quecksilberemissionen in die Luft bei zwei Verfahren und die aquatische Eutrophierung in einem Fall.

Diese Studie untersucht Verfahren, die an verschiedenen Stellen im Klärschlammesorgungspfad angreifen. Die Verfahren, die an den Aschen andocken, bringen etwas größere Lasten mit, aber versprechen auch höhere Phosphorrückgewinnungsraten. Dabei ist zu erwarten, dass ein Verfahren auf der Ebene der Abwasserreinigung (P-RoC) für sich zwar weniger Rückgewinnungspotenzial hat, es jedoch für die nachgelagerte Schlammbehandlung alle Möglichkeiten offen hält. Ein Verfahren wie PASCH ist dagegen an eine Monoverbrennung gebunden. Um flexibel zu sein, ist es wichtig, alle untersuchten Verfahren zu berücksichtigen.

Räumt man der Schonung der Ressource Phosphor einen hohen Stellenwert ein, dann werden Verfahren und Verfahrenskombinationen wie die Beschriebenen unterm Strich mit hoher Wahrscheinlichkeit ökologisch verträgliche Standards für die zukünftige Bewirtschaftung von Phosphatquellen wie Klärschlamm setzen.

7 Entwicklung eines Rückgewinnungskonzepts für Deutschland

Wibke Everding, Aachen

In diesem Arbeitspaket (AP 5) „Entwicklung eines Rückgewinnungskonzepts für Deutschland“ wird auf Basis der in Arbeitspaket 2 (Kapitel 4) „Ermittlung und Bilanzierung der zur Phosphorrückgewinnung geeigneten Stoffströme in Deutschland“ erstellten Stoffstrombilanz und der ökonomischen Bewertung der Technologien in AP 4 (Kapitel 6.1) „Kostenabschätzung der in der Förderinitiative entwickelten Verfahren“ ein Phosphorrückgewinnungskonzept für Deutschland erstellt. Besonderes Augenmerk wird auf die gemeinsame oder getrennte Behandlung der Stoffströme sowie den Anfallort und die Einbindung in die Infrastruktur gelegt. Das Konzept wird eine Empfehlung geben, an welchen Orten welche Verfahren zur Phosphorrückgewinnung sinnvoll eingesetzt werden können. Die in Tabelle 7.1 aufgeführten Stoffströme sind nach der o.g. Bilanz theoretisch für eine Phosphorrückgewinnung und somit für das Rückgewinnungskonzept von Bedeutung.

Tabelle 7.1: Phosphorreiche Stoffströme (GETHKE, 2011)

Nummer (aus Kap. 4)	Bezeichnung/Stoffstrom	Menge
		[Mg P/a]
5	Abwasser Düngemittelindustrie	9.508
14A	Abwasser aus der sonstigen Industrie, Direkteinleitung	4.075
14B	Abwasser aus der sonstigen Industrie, Indirekteinleitung	451
14C	Abwasser aus der Nahrungsmittelindustrie, Direkteinleiter	451
19A	Wirtschaftsdünger zur Düngung	227.000
19B	Wirtschaftsdünger zur Energiegewinnung	132.000
21A	Gärrückstände zur Düngung	160.622
21B	Gärrückstände zur Entsorgung	40.155
23	Kommunales Abwasser	56.568
25	Gereinigtes Abwasser zu den Gewässern	8.127
26A	Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion	15.315
26B	Klärschlamm zur Entsorgung	39.380

Da nicht jeder theoretisch zur Verfügung stehende Stoffstrom auch für die Phosphorrückgewinnung geeignet ist, wird in den Kapiteln 7.1.1 bis 7.1.4 auf die Einsatzmöglichkeiten der Stoffströme und ihre Potenziale im Einzelnen eingegangen.

7.1 Geeignete Stoffströme für eine Phosphorrückgewinnung

7.1.1 Industrielle Abwässer

Nach Aussage der zwei größten Phosphordüngemittelhersteller in Deutschland, wird das in der Produktion anfallende Abwasser zum Teil intern als Prozesswasser wieder verwendet. Für das Konzept wird angenommen, dass eine Phosphorrückgewinnung aus den Prozesswässern der Düngemittelindustrie vor Ort aus Gründen der internen Wiederverwendung des Abwassers und des relativ geringen Phosphormengenstroms nicht sinnvoll ist. Eine industrielle Abwasserreinigung und Phosphorelimination finden nach Auskunft der Düngemittelhersteller nicht statt, so dass die Abwässer ohne Vorreinigung als Indirekteinleiter mit einer ermittelten Fracht von 9.508 Mg P/a (Nr. 5) dem Stoffstrom kommunales Abwasser angerechnet wird.

Die für das Rückgewinnungskonzept ebenfalls relevante Industrie wird in „Nahrungsmittel- sowie sonstige Industrie“ (Nr. 14A - C) unterteilt. In der Nahrungsmittelindustrie fallen beispielsweise in der Milch- und Kartoffelverarbeitung Abwässer mit einem hohen Phosphorgehalt an. Bei der Humana Milchindustrie GmbH in Altentreptow wurde das REPHOS-Verfahren im großtechnischen Maßstab implementiert, und das gewonnene MAP wird als sogenanntes REPHOS-Produkt als Düngemittel vermarktet (RISTOW et al., 2009). Die Abwässer der Nahrungsmittelindustrie und der sonstigen Industrie werden in je einen Direkt- und Indirekteinleiterstrom unterteilt. Der Direkteinleiterstrom der Nahrungsmittelindustrie umfasst eine Phosphorfracht von 451 Mg P/a (Nr. 14A), die in den Vorfluter eingeleitet wird. Eine Indirekteinleitung zur kommunalen Kläranlage existiert bei der Nahrungsmittelindustrie nach der erstellten Bilanz nicht. Die Direkteinleitung der sonstigen Industrie in die Vorflut wird ebenfalls mit 451 Mg P/a (Nr. 14B) angegeben. Der Indirekteinleiterstrom der sonstigen Industrie umfasst insgesamt 4.075 Mg P/a (Nr. 14A) und ist im Verhältnis zu dem Phosphorstrom des kommunalen Abwassers relativ gering. Da die Industriebetriebe geographisch meist sehr verstreut in Deutschland vorliegen und bisher keine weiteren Projekte nach dem Vorbild der Humana Milchindustrie in Deutschland bekannt sind, wird ebenso wie bei der Düngemittelindustrie angenommen, dass die Abwässer aus der Indirekteinleitung der sonstigen Industrie der kommunalen Kläranlage angedient werden und somit im Phosphorrückgewinnungskonzept nicht einzeln berücksichtigt werden. Die Abwässer aus der Direkteinleitung werden aus den oben genannten Gründen im Konzept nicht weiter berücksichtigt.

7.1.2 Kommunales Abwasser

Gemäß des Statistischen Bundesamtes waren im Jahr 2007 78.112.000 Einwohner und 46.398.000 Einwohnergleichwerte an kommunale Kläranlagen in Deutschland angeschlossen (DESTATIS, 2009c). Ausgehend von einer spezifischen Phosphorfracht von 1,9 g P/(E·d) beträgt die jährlich durch den Menschen auf kommunalen Kläranlagen zur Phosphorrückgewinnung zur Verfügung stehende Phosphormenge ca. 54.171 Mg P/a.

Insgesamt steht mit der Düngemittel- und der sonstigen Industrie sowie dem Abwasser aus den Haushalten im Zulauf der kommunalen Kläranlagen eine rückgewinnbare Phosphormenge von 67.754 Mg P/a zur Verfügung.

Diese Mengenangabe deckt sich mit den realen Messungen aus dem „22. Leistungsvergleich Kommunalen Kläranlagen 2009“, in dem eine P_{ges} -Fracht im Zulauf der Kläranlagen von 65.897 Mg P/a angegeben wird (DWA, 2010). Eine Phosphorrückgewinnung aus dem Kläranlagenablauf in Form einer Nachfällung hat sich in der Vergangenheit aufgrund der geringen P-Konzentrationen und hohen Investitionskosten als unwirtschaftlich erwiesen und wird als Verfahren der Phosphorrückgewinnung nach unserem Kenntnisstand nicht betrieben. Für Kläranlagen, die aus Gründen des erhöhten Gewässerschutzes hohe Anforderungen an die Phosphorgrenzwerte als Auflage haben (z.B. in Trinkwassereinzugsgebieten), könnte beispielsweise eine Nachfällung zusätzlich oder gegebenenfalls anstelle eines Filters eingesetzt werden. Da dies häufig kleinere Kläranlagen betrifft, könnten nur sehr geringe Mengen an Phosphor rückgewonnen werden. In dem Konzept wird daher angenommen, dass die Phosphormenge von 8.127 Mg P/a (Nr. 25) aus dem Stoffstrom „gereinigtes Abwasser zu den Gewässern“ einer Phosphorrückgewinnung nicht zur Verfügung stehen.

Ein weiterer zur Phosphorrückgewinnung geeigneter Stoffstrom stellt das Schlammwasser auf kommunalen Kläranlagen dar. Bereits heute werden - jedoch nicht in Deutschland - der DHV-Crystalactor® und OSTARA PEARL™ Prozess im großtechnischen Maßstab mit Erfolg angewendet. Da die Schlammwassermenge und Phosphorkonzentrationen im Schlammwasser der kommunalen Kläranlagen für Deutschland nicht ohne weiteres quantitativ erfasst werden können und die genannten Verfahren in der Förderinitiative nicht untersucht wurden, wird der Stoffstrom Schlammwasser für das Rückgewinnungskonzept nicht weiter betrachtet. Die Phosphormengen werden jedoch über den Klärschlamm konzeptionell berücksichtigt.

7.1.3 Wirtschaftsdünger und Gärrückstände

Der Begriff Wirtschaftsdünger umfasst die Stoffströme Jauche (flüssige Exkrementen), Gülle (tierische Ausscheidungen inkl. Einstreu) und Festmist (Einstreu mit Exkrementen). Nach der erstellten Bilanz (Kapitel 4.2.9) werden in Deutschland jährlich 227.000 Mg P/a in Form von Wirtschaftsdünger zu Düngezwecken genutzt und 132.000 Mg P/a befinden sich im Wirtschaftsdünger der als Substrat der Biogasproduktion zur Energiegewinnung angedient wird. Der flüssige Stoffstrom (Gülle und Jauche) der der Biogasproduktion angedient wird besitzt ein Phosphorpotenzial von ca. 82.000 Mg P/a.

Der Gärrückstand aus den Biogasanlagen geht zu 80% mit 160.622 Mg P/a in die Düngung der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion und die restlichen 20% 40.155 Mg P/a werden der Abfallentsorgung angedient. In dem Konzept werden nur die Stoffströme betrachtet, die bisher noch nicht aufgrund des hohen Nährstoff- bzw. Phosphorgehalts als Düngemittel genutzt werden. Grundsätzlich wäre auch eine Phosphorrückgewinnung aus den Wirt-

schaftsdüngern möglich, die bereits zur Düngung ausgebracht werden, bspw. um das Volumen zu reduzieren und den Nährstoff aufzukonzentrieren.

Da in der Förderinitiative keine Verfahren entwickelt und betrachtet wurden, die eine Phosphorrückgewinnung aus Gülle oder der flüssigen Phase der Gärückstände vorsieht, wird in diesem Konzept nur das Potenzial einer Phosphorrückgewinnung aus diesen Stoffströmen vorgestellt, jedoch nicht die Einbindung in die Infrastruktur konzipiert.

7.1.4 Klärschlamm

In den kommunalen Kläranlagen wird im Zuge der Abwasserreinigung der im Abwasser gelöste Phosphor in der biologischen Reinigungsstufe in die Mikroorganismen durch Inkorporation eingeschlossen und darüber hinaus durch Fällmittel chemisch eliminiert. Der belebte Schlamm wird als Überschussschlamm dem Abwasserreinigungsprozess entzogen und größtenteils einer anaeroben Klärschlammbehandlung zugeführt. Durch die Überführung des Phosphors aus dem Abwasser in den Klärschlamm stellt dieser den potenziell größten Stoffstrom zur Phosphorrückgewinnung auf kommunalen Kläranlagen dar. Die Menge des auf kommunalen Kläranlagen anfallenden Klärschlammes ist seit Jahren relativ konstant und betrug im Jahr 2008 2.054.102 Mg/a (Trockenmasse) (DESTATIS, 2009a). In Abbildung 7.1 ist die prozentuale Verteilung der unterschiedlichen Klärschlammbehandlungswege für Deutschland für die Jahre 1983 bis 2008 dargestellt. Insgesamt gingen 2008 52,5% in die thermische Entsorgung, 28,6% in die Landwirtschaft, 16,1% in den Landschaftsbau, 0,1% wurden deponiert und 2,7% wurden anderweitig verwertet. Der Anteil an deponiertem Klärschlamm sank von 1983 mit einem Anteil von 54% bis 2004 auf 4%. Seit dem Inkrafttreten des Deponierungsverbots durch die TA Siedlungsabfall im Jahr 2005, für Stoffe mit einem organischen Anteil von > 5% ist der Anteil des deponierten Klärschlammes bis 2008 auf 0,1% gesunken. Der Anteil an Klärschlamm für die thermische Entsorgung/Verwertung stieg seit 1998 mit 19% kontinuierlich auf 52,5% im Jahr 2008 an.

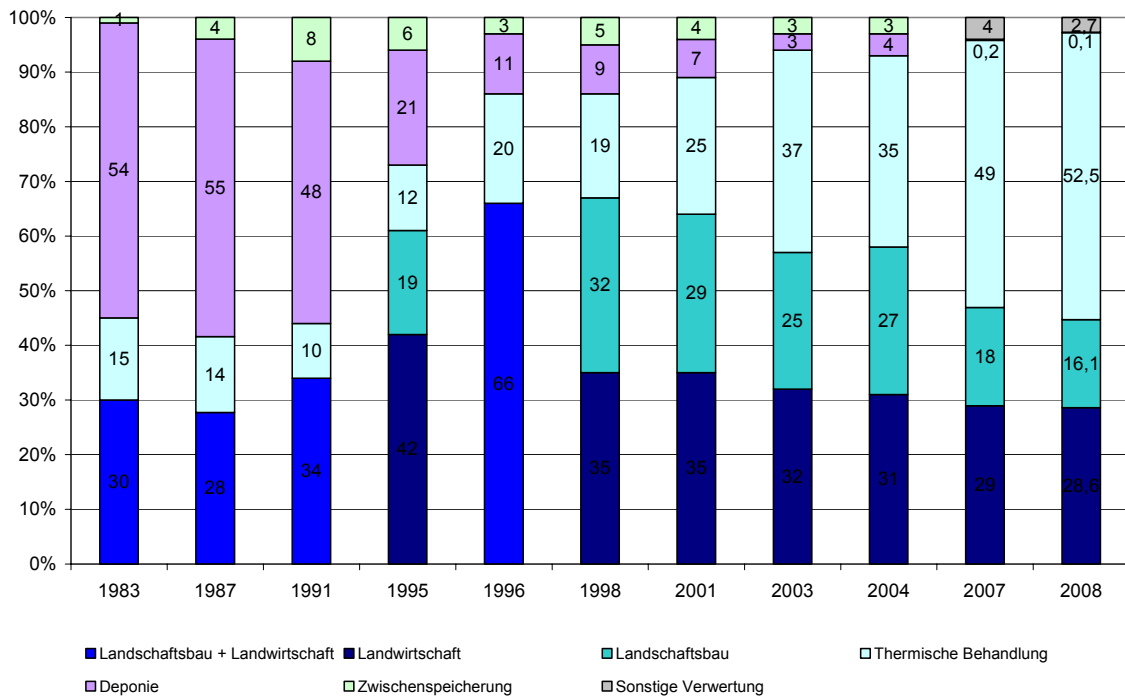


Abbildung 7.1: Entwicklung der Klärschlammbehandlungswege von 1983 - 2008 in Deutschland (DESTATIS, 2009a; JASPER et al., 2009)

Die Statistik gibt zwar eine prozentuale Verteilung der Klärschlammbehandlungswege für gesamt Deutschland an, jedoch unterscheiden sich die Behandlungswege in den einzelnen Bundesländern stark voneinander. In Mecklenburg-Vorpommern beispielsweise werden ca. 86% der Klärschlämme in der Landwirtschaft verwertet und lediglich 2,3% thermisch entsorgt wo hingegen in Baden-Württemberg nur ca. 2,2% in die Landwirtschaft verbracht und 86,7% thermisch entsorgt werden. In Berlin und Hamburg wird der gesamte Klärschlamm thermisch entsorgt (DESTATIS, 2009a).

Die thermische Klärschlammbehandlung schließt die Mono-, Mit- und Müllverbrennung sowie die Mitverbrennung in Zementwerken ein. Eine prozentuale Aufteilung des jeweiligen Verbrennungsanteils wurde durch eine Umfrage der DWA ermittelt und ist in Abbildung 7.2 dargestellt.

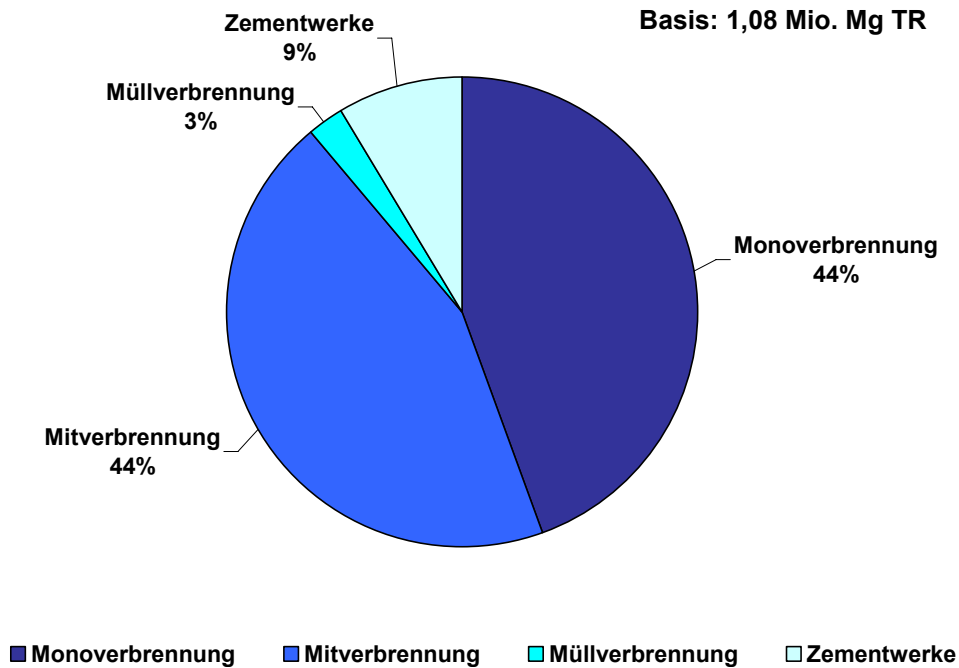


Abbildung 7.2: Prozentuale Aufteilung der thermischen Klärschlammbehandlung in Deutschland für 2008 (LEHRMANN, 2010a)

Nach Abbildung 7.2 wurden 2008 44% (475.000 Mg/a) des Klärschlammes in Monoverbrennungsanlagen verwertet, 44% gingen in die Mitverbrennung in Stein- und Braunkohlekraftwerke, 9% in die Zementindustrie und 3% in die Müllverbrennung.

Eine Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammmasche ist nur sinnvoll, wenn die Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt werden. Bei der Klärschlammmitverbrennung wird ein geringer Anteil des phosphorreichen Klärschlammes mit phosphorarmen Stoffströmen vermengt, so dass das Phosphorrückgewinnungspotenzial sinkt und die produktspezifischen Kosten [€/kg P] steigen. Resultierend daraus, wird bei der Erstellung des Rückgewinnungskonzeptes für den Stoffstrom der thermischen Behandlung nur Klärschlammmasche aus Monoverbrennungsanlagen zur Phosphorrückgewinnung berücksichtigt.

Unter der Annahme, dass die jährlich 475.000 Mg in den Monoverbrennungsanlagen verbrannten Klärschlämme einer Phosphorrückgewinnung zugeführt werden, können bei einem Phosphorgehalt im Klärschlamm von 24,5 g P/kg TR ca. 11.900 Mg P/a einer Rückgewinnung angedient werden.

Die landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme dienen größtenteils aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen als Düngemittel oder Bodenverbesserungsmaterial und stehen einer klassischen Phosphorrückgewinnung nicht zur Verfügung, da sonst im Vorfeld der für die Landwirte nützliche Phosphor entzogen würde. Sie tragen jedoch als Langzeitdünger durch die Kreislaufführung zur Ressourcenschonung bei.

Die Klärschlämme zur landschaftsbaulichen und sonstigen Verwertung sowie die Klär-

schlämme zur Deponierung und thermischen Entsorgung stehen einer Phosphorrückgewinnung vor der jeweiligen Verwertung bzw. Entsorgung zur Verfügung.

Im Rahmen der Förderinitiative „Kreislaufführung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor“ wurden als Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm die Verfahren PHOXNAN (siehe Kapitel 6.1.1) und FIX-Phos (siehe Kapitel 6.1.2.2) entwickelt und erforscht. Die in Monoverbrennungsanlagen verwerteten Klärschlämme stehen erst nach der Verbrennung in Form von Asche zur P-Rückgewinnung zur Verfügung. In der Förderinitiative wurden das PASCH- (siehe Kapitel 6.1.3), SESAL-Phos-Verfahren (siehe Kapitel 6.1.2.3) sowie der direkte Aufschluss von Klärschlammasche (siehe Kapitel 6.1.5) zur P-Rückgewinnung aus Klärschlammverbrennungsaschen entwickelt.

Das Phosphorpotenzial des Klärschlammes beträgt insgesamt ca. 50.325 Mg P/a. Werden die landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme abgezogen, könnten noch ca. 35.043 Mg P/a in einem technischen Prozess rückgewonnen werden.

7.2 Phosphorrückgewinnungskonzept für Deutschland

7.2.1 Methodik

Das Phosphorrückgewinnungskonzept für Deutschland beschränkt sich auf die Stoffströme Klärschlamm bzw. Klärschlammasche, da diese nach der Reinigung des kommunalen Abwassers das höchste Phosphorrückgewinnungspotenzial aufweisen. Der Klärschlamm- asche kommt dabei eine Schlüsselrolle zuteil, da hier die höchsten Phosphorkonzentrationen in einem gut lager- und transportfähigen Stoffstrom an zentralen Standorten vorliegen. Eine P-Rückgewinnung aus der wässrigen Phase wäre aus dem Schlammwasser im Nebenstrom oder des Kläranlagenablaufs möglich, die jedoch wie bereits beschrieben mengenmäßig zu gering sind. Bei der abschließenden Betrachtung wird der Stoffstrom Wirtschaftsdünger mengenmäßig in das Konzept eingebunden.

In Abbildung 7.3 sind die Standorte der Klärschlammmonoverbrennungsanlagen(KMV) in Deutschland dargestellt. Insgesamt werden in Deutschland (Stand Anfang 2011) 19 kommunale und 7 industrielle Klärschlammmonoverbrennungsanlagen betrieben, wobei in einigen Anlagen auch Rechengut und Fette von Kläranlagen mitverbrannt werden. Die 19 kommunalen Anlagen werden für das Rückgewinnungskonzept in drei unterschiedliche Anlagengrößen unterteilt (Abbildung 7.3). Die erste Gruppe erfasst alle KMV mit einem Klärschlammumsatz von < 20.000 Mg TR/a (acht Anlagen), die zweite Gruppe zwischen 20.000 bis 40.000 Mg TR/a (sieben Anlagen) und die dritte Gruppe ≥ 40.000 Mg TR/a (vier Anlagen). Die Verbrennungsanlagen werden nicht explizit in Klärschlammverbrennungs- und Klärschlammvergasungsanlagen unterteilt. In Abbildung 7.3 ist die Konzentrierung der Verbrennungsanlagen auf den Westen und Süden Deutschlands gut zu erkennen. Diese Anordnung spiegelt die industriellen Schwerpunktregionen (höhere Schadstoffbelastungen

der Schlämme) sowie die politische Einstellung der einzelnen Bundesländer zur landwirtschaftlichen und thermischen Klärschlammverbrennung wider. Bereits 2001 beschloss die bayerische Staatsregierung den „Ausstieg“ aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverbrennung der sich wenige Jahre später die Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg anschlossen (SPITZNAGEL, 2011).

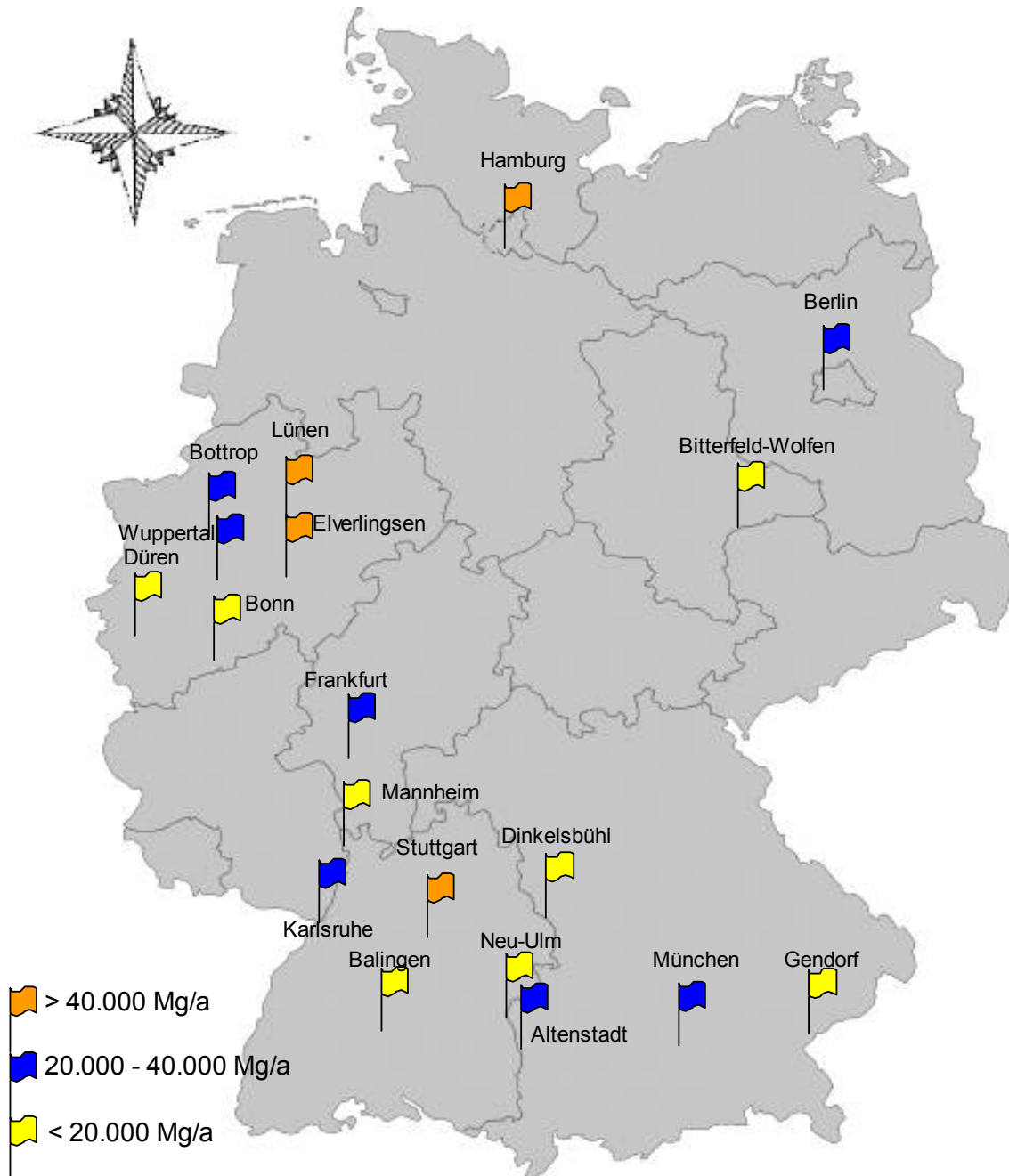


Abbildung 7.3: Klärschlammverbrennungsanlagen in Deutschland (Standorte nach LEHRMANN, 2010a)

Abbildung 7.4 zeigt die Entwicklung der Klärschlammverbrennungskapazität in Deutschland von 1975 bis 2008. Die Mitverbrennung von Klärschlamm begann erst im Jahr 1995, hatte aber bereits 2004/2005 die Verbrennungskapazität der Monoverbrennung überstiegen und beträgt heute ca. 700.000 Mg TS/a. Die Kapazitäten der Monoverbrennung betrugen 2006

ca. 510.000 Mg TS/a. Der Einbruch im Jahr 2007 ist durch die Stilllegung der Klärschlammvergasungsanlage Schwarze Pumpe mit einer Kapazität von 30.000 Mg/a zu erklären. Die Zunahme in 2008 beruht auf der Inbetriebnahme der Anlagen in Altenstadt und Dinkelsbühl mit einer Gesamtkapazität von ca. 30.000 Mg/a. Ende 2010 wurde die Klärschlammvergasungsanlage in Mannheim mit einer Kapazität von 5.000 Mg/a in Betrieb genommen. Die Gesamtkapazität der Monoverbrennungsanlagen beträgt 2011 ca. 510.000 Mg TS/a. (LEHRMANN, 2010a)

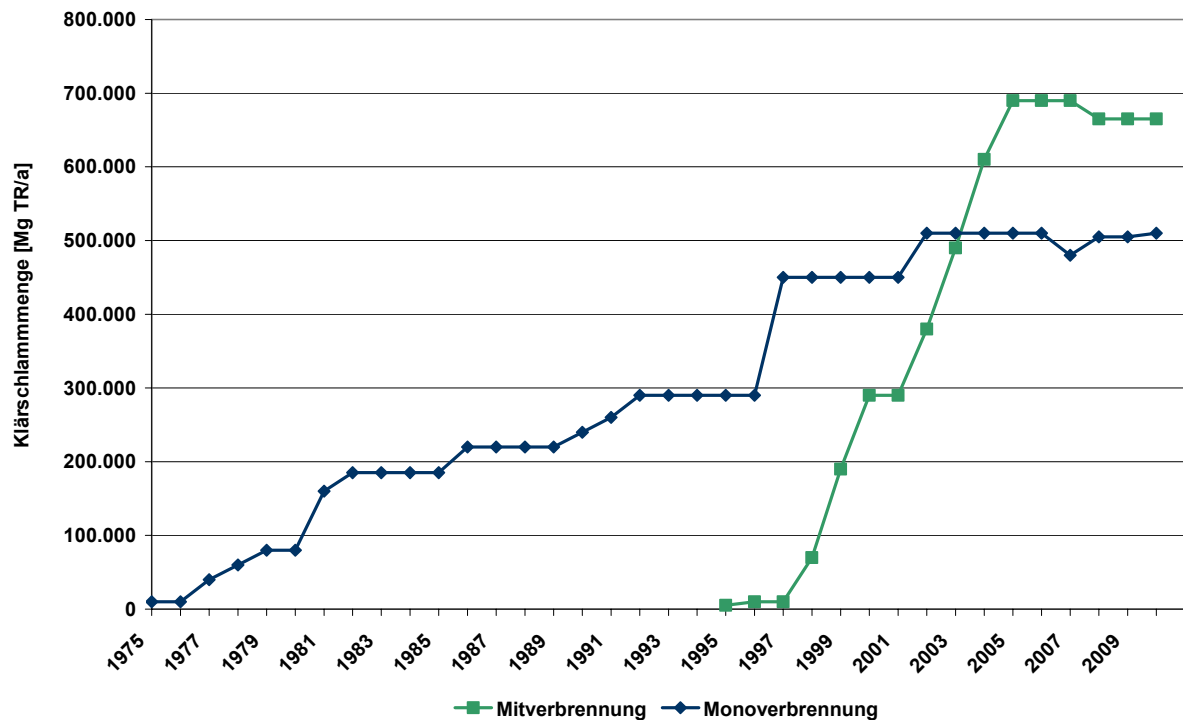


Abbildung 7.4: Entwicklung der Klärschlammverbrennungskapazitäten in Deutschland 1975 – 2008 (verändert, nach LEHRMANN, 2010a)

Nach LEHRMANN (2010b) sind die Monoverbrennungsanlagen ausgelastet und die Abweichungen zwischen Kapazität und tatsächlich verbrannter Menge auf Reparaturen und Betriebsstörung zurück zu führen. Die tatsächlich freien Kapazitäten werden auf maximal 5% geschätzt.

7.2.2 Darstellung der Szenarien

In dem entwickelten Phosphorrückgewinnungskonzept werden insgesamt sechs Szenarien (Monoklärschlammverbrennung) mit fünf Unterkategorien (Klärschlammbehandlung) betrachtet.

- Szenario 1: Klärschlammmonoverbrennungsaschen aus Anlagen mit einem Durchsatz von ≥ 40.000 Mg/a werden einer P-Rückgewinnung angedient.
- Szenario 2: Klärschlammmonoverbrennungsaschen aus Anlagen mit einem Durchsatz von > 20.000 Mg/a werden einer P-Rückgewinnung zugeführt.

- Szenario 3: Alle Aschen aus der Monoklärschlammverbrennung werden einer P-Rückgewinnung zugeführt.
- Szenario 4: Alle Aschen aus der Monoklärschlammverbrennung sowie die Hälfte der Aschen der bisher landwirtschaftlich verwerteten Klärschlamme werden einer P-Rückgewinnung zugeführt.
- Szenario 5: Alle heute thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt und einer P-Rückgewinnung angedient.
- Szenario 6: Alle Klärschlämme werden in Monoverbrennungsanlagen verbrannt und in eine P-Rückgewinnung gegeben.

Die fünf Unterkategorien a bis e geben die Kläranlagengrößen an, auf denen eine Phosphorrückgewinnung zusätzlich aus dem Klärschlamm erfolgen kann, sowie das Verfahren der Rückgewinnung aus Klärschlamm.

- a: nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche
- b: auf Kläranlagen > 1 Mio. E, als P-Rückgewinnungsverfahren wird das FIX-Phos-Verfahren angewendet
- c: auf Kläranlagen > 1 Mio. E, als P-Rückgewinnungsverfahren wird das FIX-Phos- und PHOXNAN-Verfahren angewendet
- d: auf Kläranlagen der Größenklasse 5 (> 100.000 E), als P-Rückgewinnungsverfahren wird das FIX-Phos-Verfahren angewendet
- e: auf Kläranlagen der Größenklasse 5 (> 100.000 E), als P-Rückgewinnungsverfahren wird das FIX-Phos- und PHOXNAN-Verfahren angewendet

Die vier in Deutschland betriebenen Monoklärschlammverbrennungsanlagen mit einem Durchsatz von ≥ 40.000 Mg TS/a haben einen prozentualen Anteil der Verbrennungsleistung an der Gesamtmenge von ca. 44% und verbrennen ca. 10,5% des gesamten anfallenden Klärschlammes (Szenario 1). Die elf Anlagen mit einem Durchsatz von > 20.000 Mg TS/a verbrennen ca. 82,6% des Klärschlammes, der in die Monoverbrennung gegeben wird, was einer Klärschlammmenge von 19,9% entspricht (Szenario 2). In Szenario 3 wird die gesamte Asche aus den Monoverbrennungsanlagen einer Phosphorrückgewinnung zugeführt. Dabei wird allerdings nicht davon ausgegangen, dass jede Monoverbrennungsanlage über eine eigene P-Rückgewinnungsanlage verfügt, sondern dass die Aschen aus den kleineren Verbrennungsanlagen einer P-Rückgewinnungsanlage der größeren Verbrennungsanlagen zugeführt werden (siehe nachfolgende Konzepte).

Studien gehen davon aus, dass ca. 40 bis 80% des heute landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes in Zukunft nicht mehr die Grenzwerte einer novellierten Klärschlammverordnung einhalten können, wenn die derzeit diskutierten Grenzwerte geltendes Recht werden. Ausgehend davon werden in Szenario 4 50% der heute noch landwirtschaftlich

verwerteten Schlämme ebenfalls monoverbrannt und anschließend einer P-Rückgewinnung zugeführt. Insgesamt können so 37% der in Deutschland anfallenden kommunalen Klärschlämme einer P-Rückgewinnung aus Asche zugeführt werden. In Szenario 5 werden alle heute bereits thermisch entsorgten Klärschlämme einer Monoverbrennung zugeführt und in Szenario 6 alle Klärschlämme monoverbrannt. Für Szenario 4 bis 6 wäre der Neubau von Monoklärschlammverbrennungsanlagen in Deutschland notwendig.

Die Unterkategorien a bis e variieren bei der Kläranlagengrößenklasse bzw. angeschlossenen Einwohnerzahlen auf der eine Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm durchgeführt werden soll sowie nach dem eingesetzten Rückgewinnungsverfahren. In Kategorie a findet die Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche statt, der Klärschlamm wird zunächst nicht mit einbezogen.

Für die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm wurde innerhalb der Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor“ das Verfahren FIX-Phos aus dem Projekt ProPhos (siehe Kapitel 6.1.2.2) sowie das PHOXNAN-Verfahren aus dem Projekt PHOXNAN (siehe Kapitel 6.1.1) entwickelt.

Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und im Sinne einer einfachen Technik, wird für dieses Konzept das FIX-Phos-Verfahren als Referenzverfahren für die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm gewählt. Da das FIX-Phos-Verfahren jedoch nur für Klärschlämme angewendet werden kann, die auf Kläranlagen mit einer biologischen oder überwiegend biologischen Phosphorelimination anfallen, wird als weiteres Verfahren das PHOXNAN-Verfahren angeführt, da ansonsten zu wenig Phosphor aus dem Klärschlamm genutzt werden kann. Da lediglich die Kläranlagen Waßmannsdorf und Bottrop bei der Ausbaugröße > 1 Mio. E eine biologische oder vorwiegend biologische Phosphorelimination durchführen, wird für Kategorie b für die Phosphorrückgewinnung mit dem FIX-Phos-Verfahren mit den angeschlossenen Einwohnerwerten der beiden Kläranlagen gerechnet. Da sowohl Bottrop als auch Berlin Standorte einer Monoverbrennungsanlage sind, ist die Wahrscheinlichkeit gegeben, dass die rückgewinnbaren Phosphormengen sowohl in Kategorie a als auch b verrechnet werden. Da die Phosphormengen jedoch in Bezug auf die gesamten Mengen relativ gering sind, wird die Überschneidung nicht weiter berücksichtigt. In Kategorie c wird zusätzlich auf den weiteren Kläranlagen mit chemischer Phosphorelimination mit einer Ausbaugröße von > 1 Mio. E das PHOXNAN-Verfahren angewendet.

In Kategorie d und e werden die Kläranlagen der Größenklasse GK 5 (>100.000 EW) betrachtet, von denen gemäß Statistischem Bundesamt (DESTATIS, 2009c) 252 Kläranlagen in Deutschland existieren, was einem prozentualen Anteil an den gesamten Kläranlagen von 2,5% entspricht. Diese 2,5% der Anlagen reinigen jedoch ca. 51,5% des Abwassers. Basierend darauf wird davon ausgegangen, dass auch 51,5% des in Deutschland anfallenden Klärschlammes auf den 252 Kläranlagen anfällt, jedoch abgemindert durch den in einer Befragung von KEICHER und KRAMPE (2007) ermittelten prozentualen Ansatz, dass 95% der Kläranlagen GK 5 mit einer Faulung ausgestattet sind. Des Weiteren werden dem

auf den Kläranlagen zur Verfügung stehenden Klärschlamm die Mengen abgezogen, die monoverbrannt und landwirtschaftlich verwertet werden. Da ebenso wie in Kategorie b nur Kläranlagen in Betracht kommen, auf denen die Phosphorelimination überwiegend biologisch durchgeführt wird, muss die Menge Klärschlamm um den prozentualen Ansatz der Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination verringert werden. Nach einer Studie von der DWA (DWA, 2005) wird das Abwasser von 6% der angeschlossenen Einwohner ausschließlich mit biologischer Phosphorelimination behandelt und 31% vorwiegend biologisch. Es wird angenommen, dass insgesamt 37% der Klärschlämme der GK 5 für das FIX-Phos-Verfahren verwendet werden können. In Kategorie e wird die zur Verfügung stehende Phosphormenge aus Kategorie d um die restlichen 63% Kläranlagen, auf denen keine Rückgewinnung mit dem FIX-Phos-Verfahren möglich ist, um das PHOXNAN-Verfahren erweitert.

In Tabelle 7.2 sind die theoretisch rückgewinnbaren Phosphormengen für die Szenarien dargestellt. Die Spanne der rückgewinnbaren Phosphormenge liegt zwischen ca. 5.300 Mg P/a für Szenario 1, wenn nur aus den vier großen KMV Aschen zur Phosphorrückgewinnung eingesetzt werden, und ca. 50.300 Mg P/a, wenn alle anfallenden Klärschlämme monoverbrannt werden und einer Phosphorrückgewinnung zugeführt werden.

Tabelle 7.2: Szenarien und Potenziale zur Phosphorrückgewinnung in Deutschland

Szenario	1	2	3	4	5	6	
	Klärschlammaschen aus Monoverbrennung zur P-Rückgewinnung						
	Asche	Anlagengröße > 40.000 Mg TR/a ¹	Anlagengröße > 20.000 Mg TR/a ²	aus allen Monoverbrennungsanlagen ³	wie Szenario 3 + Monoverbrennung von 50% der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme ⁴	alle thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt ⁵	Alle Klärschlämme werden monoverbrannt
Klärschlamm	Mg P/a						
a	Nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche	5.317	9.996	12.093	19.290	26.421	50.325
b	KA > 1 Mio. E ⁶ (Fix-Phos)	5.709	10.389	12.486	19.683	26.814	
c	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos, PHOXNAN)	8.565	13.245	15.342	22.538	27.692	
d	KA > 100.000 E (> GK 5) ⁷ (Fix-Phos)	9.726	14.406	16.503	23.699	28.146	
e	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos, PHOXNAN)	17.234	21.914	24.011	31.207	31.084	

1: 44% der Aschen (10,5% des Klärschlammes) zur P-Rückgewinnung

2: 82,6% der Aschen (19,9% des Klärschlammes) zur P-Rückgewinnung

3: 100% der Aschen (24% des Klärschlammes) zur P-Rückgewinnung

4: 38% des Klärschlammes zur P-Rückgewinnung

5: 52,5% des Klärschlammes zur P-Rückgewinnung

6: 0,1% der Anlagen behandeln 13,5% des Abwassers/Klärschlammes

7: 2,5% der Anlagen behandeln 52% des Abwassers/Klärschlammes

Als Referenzverfahren für die P-Rückgewinnung aus Klärschlamm asche wird für das Rückgewinnungskonzept das PASCH-Verfahren gewählt, da es im Vergleich zum SESAL-Phos-Verfahren nach der Kostenabschätzung aus Kapitel 6.1.4 wirtschaftlicher ist. Des Weiteren ergab eine DWA Erhebung „Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Deutschland – Ergebnisse der DWA Klärschlamm erhebung 2003“, dass der Phosphor in ca. 67% des anfallenden Abwassers mit eisenhaltigen, 18,2% mit eisen- und aluminiumhaltigen

und 13,5% mit rein aluminiumhaltigen Fällmitteln eliminiert werden. Da das SESAL-Phos-Verfahren nur für Klärschlammaschen angewendet werden kann, die von Klärschlämmen stammen die auf Kläranlagen mit aluminiumhaltigen Fällmitteln gefällt werden, kann das SESAL-Phos-Verfahren im Vergleich zum PASCH-Verfahren nur für einen geringen Anteil (13,5%) der Schlämme angewendet werden.

Für die Berechnung, welche Phosphormengen tatsächlich rückgewonnen werden können, müssen die Wirkungsgrade der einzelnen Rückgewinnungsverfahren berücksichtigt werden. Das PASCH-Verfahren hat einen P-Rückgewinnungswirkungsgrad von ca. 90%, das FIX-Phos-Verfahren von 37% und das PHOXNAN-Verfahren einen Wirkungsgrad von 51%.

In Tabelle 7.3 sind die rückgewinnbaren Phosphormengen inklusive der Wirkungsgrade für den Stoffstrom Klärschlamm und Klärschlammaschen zusammengestellt. Die Phosphormenge liegt für die Rückgewinnung aus Klärschlammasche (Unterkategorie a) abhängig vom Szenario zwischen ca. 4.800 Mg P/a und ca. 45.300 Mg P/a. Durch die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm können auf Kläranlagen mit über 1 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten durch die Anwendung des FIX-Phos-Verfahrens weitere 145 Mg P/a und durch den Einsatz des PHOXNAN-Verfahrens weitere 1.602 Mg P/a rückgewonnen werden. Das Phosphorrückgewinnungspotenzial liegt auf Kläranlagen der Größenklasse 5 durch die Anwendung des FIX-Phos-Verfahrens bei 1.632 Mg P/a und mit dem PHOXNAN-Verfahren bei weiteren 3.829 Mg P/a.

Tabelle 7.3: Rückgewinnbare Phosphormengen in Deutschland inkl. Wirkungsgrade der verschiedenen Techniken

Szenario	1	2	3	4	5	6	
	Klärschlammaschen aus Monoverbrennung zur P-Rückgewinnung						
	Asche	Anlagengröße > 40.000 Mg TR/a ¹	Anlagengröße > 20.000 Mg TR/a ²	aus allen Monoverbrennungsanlagen ³	wie Szenario 3 + Monoverbrennung von 50% der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme ⁴	alle thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt ⁵	Alle Klärschlämme werden monoverbrannt
Klärschlamm	Mg P/a						
a	Nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche	4.785	8.996	10.884	17.361	23.779	45.293
b	KA > 1 Mio. E ⁶ (Fix-Phos)	4.930	9.142	11.029	17.506	23.924	
c	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos, PHOXNAN)	6.387	10.598	12.486	18.963	24.372	
d	KA > 100.000 E (> GK 5) ⁷ (Fix-Phos)	6.416	10.628	12.515	18.992	24.417	
e	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos, PHOXNAN)	10.246	14.457	16.345	22.821	25.916	

1: 44% der Aschen (10,5% des Klärschlamm) zur P-Rückgewinnung

2: 82,6% der Aschen (19,9% des Klärschlamm) zur P-Rückgewinnung

3: 100% der Aschen (24% des Klärschlamm) zur P-Rückgewinnung

4: 38% des Klärschlamm zur P-Rückgewinnung

5: 52,5% des Klärschlamm zur P-Rückgewinnung

6: 0,1% der Anlagen behandeln 13,5% des Abwassers/Klärschlamm

7: 2,5% der Anlagen behandeln 52% des Abwassers/Klärschlamm

Würden die bereits heute anfallenden Klärschlammaschen (Szenario 1a - 3a) zum Teil oder komplett einer Phosphorrückgewinnung angedient, könnten ca. 4.800 bis 10.900 Mg P/a rückgewonnen werden.

7.2.3 Phosphorrückgewinnungskonzepte

In Tabelle 7.4 sind die in Abbildung 7.3 grafisch dargestellten Monoklärschlammverbrennungsanlagen mit entsprechendem Durchsatz und Phosphorpotenzial aufgelistet. Bei den Durchsatzangaben ist zu berücksichtigen, dass diese aus unterschiedlichen Quellen zusammen getragen wurden und ungefähre Mengen darstellen. Das angegebene Phosphorpotenzial bezieht sich auf eine Phosphorkonzentration im Klärschlamm von 24,5 g P/kg TR (Ermittlung siehe Kapitel 6.1).

Tabelle 7.4: Monoklärschlammverbrennungsanlagen in Deutschland mit Durchsatz und Phosphorrückgewinnungspotenzial (verändert, nach LEHRMANN, 2010a)

Standort Verbrennungsanlage	Bundesland	Durchsatz *	Phosphor- potenzial**
		[Mg TR/a]	Mg P/a
Altenstadt	Bayern	25.000	613
Balingen	Baden-Württemberg	1.200	29
Berlin-Ruhleben	Berlin	36.000	882
Bitterfeld-Wolfen	Sachsen-Anhalt	15.200	372
Bonn	Nordrhein-Westfalen	8.000	196
Bottrop	Nordrhein-Westfalen	37.000	907
Dinkelsbühl	Bayern	5.000	123
Düren	Nordrhein-Westfalen	11.200	274
Elverlingsen	Nordrhein-Westfalen	50.000	1.225
Frankfurt am Main	Hessen	39.000	956
Gendorf / Burgkirchen	Bayern	10.000	245
Hamburg	Hamburg	42.000	1.029
Karlsruhe	Baden-Württemberg	20.000	490
Lünen	Nordrhein-Westfalen	85.000	2.083
Mannheim	Baden-Württemberg	5.000	123
München	Bayern	22.000	539
Neu-Ulm	Bayern	10.000	245
Stuttgart	Baden-Württemberg	40.000	980
Wuppertal	Nordrhein-Westfalen	32.000	784
Summe		493.600	12.093

* bei 100% Auslastung der Anlagen

** bei 24,5 g P/kg TR Klärschlamm

7.2.3.1 Konzept 1

Da die Phosphorrückgewinnung in Deutschland noch nicht als Stand der Technik definiert wurde, existiert bisher noch kein geregelter Ansatz und Anreiz, die Phosphorrückgewinnung bspw. in den Betrieb auf kommunalen Kläranlagen oder in das Klärschlamm Entsorgung-

konzept einzubinden. Die Bundesländer weisen noch keine einheitliche Vorgehensweise in Bezug auf die Klärschlammverwertung und Phosphorrückgewinnung auf, wodurch in Konzept 1 zunächst davon ausgegangen wird, dass die Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche in dem Bundesland durchgeführt wird, wo die Klärschlammasche anfällt. Des Weiteren werden alle bereits heute produzierten Aschen aus den existierenden Monoverbrennungsanlagen in Konzept 1 berücksichtigt.

Auf dieser Grundlage könnten und müssten in Berlin, Bitterfeld-Wolfen, Elverlingsen, Frankfurt am Main, Hamburg, Lünen, München, Stuttgart und Wuppertal an den Monoverbrennungsanlagen Phosphorrückgewinnungsanlagen bspw. nach dem PASCH-Verfahren erbaut werden. Die Aschen der nicht genannten Verbrennungsanlagen würden den Rückgewinnungsanlagen im entsprechenden Bundesland angedient. In Tabelle 7.5 sind die Standorte der Monoverbrennungsanlagen, an die eine Phosphorrückgewinnungsanlage angeschlossen werden kann, aufgelistet. Des Weiteren ist angegeben, aus welchen Verbrennungsanlagen im jeweiligen Bundesland die Aschen angedient werden. Sowie die Klärschlammmenge mit entsprechendem Phosphorpotenzial. Aus ökonomischer Sicht rentieren sich große zentrale Anlagen meist schneller als kleinere dezentrale Anlagen. Aus diesem Grund werden die Phosphorrückgewinnungsanlagen in Konzept 1 in Verbindung mit Monoverbrennungsanlagen mit einem hohen Durchsatz vorgesehen. Die in Tabelle 7.5 aufgeführten Klärschlamm- und Phosphormengen beziehen sich auf eine Auslastung der Anlagen von 100%.

Tabelle 7.5: Konzept 1: Standorte von Monoklärschlammverbrennungs- mit integrierten Phosphorrückgewinnungsanlagen

Anlage	Asche aus ...	Menge Klärschlamm*	Menge Phosphor**
		[Mg TR/a]	[Mg P/a]
Berlin	Berlin	36.000	882
Bitterfeld-Wolfen	Bitterfeld-Wolfen	15.200	372
Elverlingsen	Elverlingsen	50.000	1.225
Frankfurt	Frankfurt	39.000	956
Hamburg	Hamburg	42.000	1.029
Lünen	Lünen	85.000	2.083
München	München, Altstadt, Gendorf, Dinkelsbühl, Neu- Ulm	72.000	1.764
Stuttgart	Stuttgart, Karlsruhe, Balingen, Mannheim	66.200	1.622
Wuppertal	Wuppertal, Düren, Bottrop, Bonn	88.200	2.161
Summe		493.600	12.093

* bei 100% Auslastung der Anlagen

** bei 24,5 g P/kg TR Klärschlamm

Die kleinste Phosphorrückgewinnungsanlage wäre Bitterfeld-Wolfen mit einer jährlich zur Verfügung stehenden Phosphormenge von ca. 370 Mg P/a und die größte wäre Wuppertal mit 2.160 Mg P/a.

Zur Vergleichbarkeit der einzelnen Konzepte untereinander wird die Kennzahl „zu fahrende Kilometer je produzierte Phosphormenge“ [km/Mg P] eingeführt. Diese Kennzahl gibt an, wie viele Kilometer für den Transport von der Monoverbrennungs- zur Phosphorrückgewinnungsanlage für das gesamte Konzept notwendig sind. Einberechnet werden nicht die Fahrten und Kilometer um den Klärschlamm von den Kläranlagen zu den Monoverbrennungsanlagen zu transportieren, da diese bereits heute anfallen. Des Weiteren werden die Fahrten für den Transport der ausgelaugten Aschen nicht berücksichtigt, da die Aschen nach der Verbrennung bereits heute an entsprechende Abnehmer verbracht werden. Üblicherweise wird die Asche als Versatz im Bergbau oder im Straßenbau verwendet. Der Vertrieb des gewonnenen Sekundärphosphats in Form von Düngemitteln kann von jeder Phosphorrückgewinnungsanlage selber durchgeführt werden, wodurch ebenfalls keine zusätzlichen Fahrten konzipiert werden.

Weiter wird innerhalb der Konzepte ein „best case“ und „worst case“ Szenario betrachtet und berechnet. Beim best case (b.c.) Szenario wird davon ausgegangen, dass der LKW nach dem Transport der Asche von der Monoverbrennungs- zur Rückgewinnungsanlage durch eine logistische Planung weiter eingesetzt werden kann (Anrechnung einer einfachen Fahrstrecke), beim worst case (w.c.) Szenario hingegen fehlt eine weiterführende Tour und der LKW fährt ohne Ladung zur Verbrennungsanlage zurück (Anrechnung von Hin- und Rückfahrt). Die Entfernungen der Monoverbrennungsanlagen beziehen sich auf grobe Berechnungen von Stadt zu Stadt, dabei wurde nicht berücksichtigt, dass die Anlagen meist etwas außerhalb einer Stadt errichtet sind. Für die Berechnung der Anzahl an Fahrten und Kilometer wird als Grundlage die Trockenmasse der Aschen verwendet.

Entsprechend der in Tabelle 7.5 dargestellten Anordnung der Verbrennungsanlagen und Andienung der Aschen aus den übrigen Monoverbrennungs- zu den Phosphorrückgewinnungsanlagen, wären 3.310 LKW-Fahrten mit einer Ladung von 20 Mg/Fahrt notwendig. Die 3.310 Fahrten ergeben insgesamt jährlich für den best case ca. 348.250 zu fahrende Kilometer und im worst case ca. 690.500 km. Bei einer rückgewinnbaren Phosphormenge von 12.093 Mg P/a entspricht dies einer spezifischen Transportstrecke von 28,8 km/Mg P (b.c.) bzw. 57,6 km/Mg P (w.c.).

7.2.3.2 Konzept 2

Im zweiten Konzept werden die Grenzen der Bundesländer nicht berücksichtigt, so dass die Andienung und das Einzugsgebiet einer Phosphorrückgewinnungsanlage entsprechend den Entfernungen angepasst werden kann. Die Klärschlammasche aus Bitterfeld-Wolfen wird zur Verbrennungs- bzw. Rückgewinnungsanlage nach Berlin gefahren, die Aschen aus Dinkelsbühl und Neu-Ulm werden Stuttgart angedient und die von Mannheim wird nach

Frankfurt transportiert. Die Aufteilung in NRW bleibt nach Konzept 1 bestehen. In Abbildung 7.5 sind die Verbrennungs- und Phosphorrückgewinnungsanlagen mit entsprechendem Einzugsgebiet dargestellt. Durch diese neue Anordnung sinken die spezifischen Kilometer bei gleichbleibender rückgewinnbarer Phosphormenge je Tonne Phosphor von 28,8 auf 27,0 km/Mg P bzw. im worst case von 57,6 auf 54,0 km/Mg P. Die leichte Abnahme der Kilometer ist in erster Linie durch die Andienung der Aschen von Neu-Ulm und Dinkelsbühl nach Stuttgart anstelle nach München zu erklären sowie durch den Transport der Aschen von Mannheim nach Frankfurt. Es sind zwar insgesamt mehr Fahrten notwendig, jedoch können 21.775 km eingespart werden.

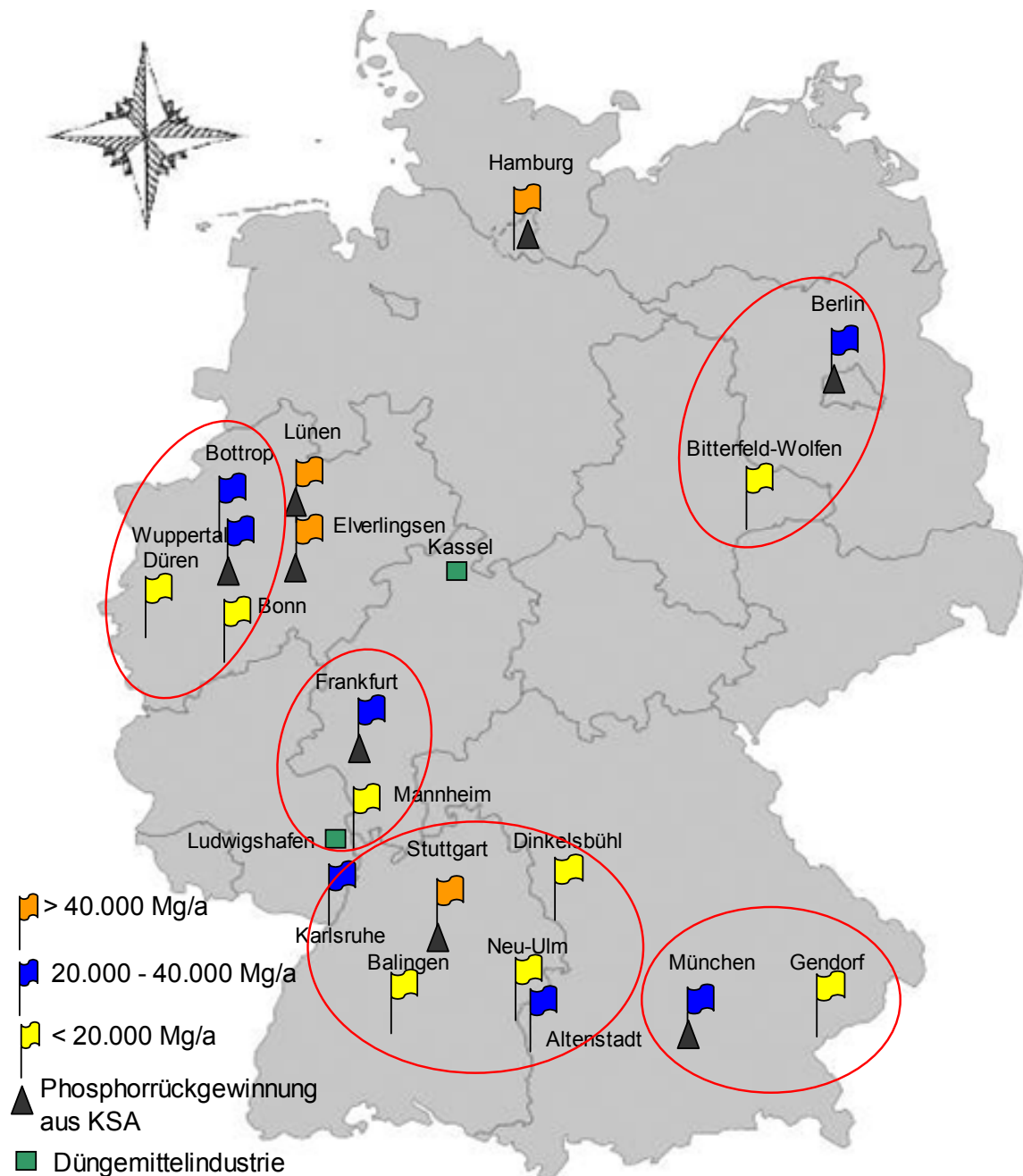


Abbildung 7.5: Konzept 2: Verbrennungs- und Phosphorrückgewinnungsanlagen mit entsprechendem Einzugsgebiet

7.2.3.3 Konzept 3

Die Mehrzahl der Monoverbrennungsanlagen mit geringem Durchsatz (< 20.000 Mg/a) liegen weit entfernt von den möglichen Rückgewinnungsanlagen. Vor diesem Hintergrund werden im dritten Konzept die kleineren und entfernteren Verbrennungsanlagen für das strategische Verwertungskonzept nicht berücksichtigt. Dies betrifft die Anlagen Balingen, Bitterfeld-Wolfen, Bonn, Dinkelsbühl, Düren, Gendorf, Mannheim und Neu-Ulm. Die rückgewinnbare Phosphormenge reduziert sich von 12.093 Mg P/a um 13,3% auf 10.486 Mg P/a (siehe Tabelle 7.6). Die Anzahl der Fahrten konnte auf 2.050 (44% im Vergl. zu Konzept 2) und die zu fahrenden Kilometer auf 193.875 km (40% im Vergl. zu Konzept 2) reduziert werden. Die transportspezifischen Kilometer liegen im best case bei 18,5 km/Mg P und für den worst case bei 37 km/Mg P. Trotz reduzierter rückgewinnbarer Phosphormenge können die spezifischen Kilometer deutlich gesenkt werden.

Tabelle 7.6: Konzept 3: Standorte von Monoklärschlammverbrennungs- mit integrierten Phosphorrückgewinnungsanlagen

Anlage	Asche aus ...	Menge Klärschlamm*	Menge Phosphor**
		[Mg TR/a]	[Mg P/a]
Berlin	Berlin	36.000	882
Elverlingsen	Elverlingsen, Wuppertal	82.000	2.009
Frankfurt	Frankfurt, Mannheim	39.000	956
Hamburg	Hamburg	42.000	1.029
Lünen	Lünen, Bottrop	122.000	2.989
München	München, Altenstadt	47.000	1.152
Stuttgart	Stuttgart, Karlsruhe	60.000	1.470
Summe		428.000	10.486

* bei 100% Auslastung der Anlagen

** bei 24,5 g P/kg TR Klärschlamm

Die geographische Anordnung der heute existierenden Klärschlammmonoverbrennungsanlagen zeigt, dass der Westen und Süden Deutschlands im Vergleich zu Nordwest- und Ostdeutschland eine größere Dichte an Verbrennungsanlagen aufweist. Als Standorte für weitere Verbrennungsanlagen würden sich Regionen mit Kläranlagen mit einer hohen Anschlussgröße (> 100.000 EW) anbieten. Ohne eine genauere Prüfung des Standortes und der Gegebenheiten vor Ort, alleine auf Grundlage der angeschlossenen Einwohnerwerte bieten sich in Nordwest- und Ostdeutschland die Regionen/Kläranlagen in Bremen, Hannover, Dresden und Leipzig an.

Die Erstellung eines Konzepts für den Stoffstrom Klärschlamm (Szenario 1 bis 5, b – d) analog zur Klärschlammasche ist aufgrund der Vielzahl an Kläranlagen in Deutschland für die Größenklasse 5 mit 252 Anlagen nicht möglich (DESTATIS, 2009c). Des Weiteren liegen keine zentral verwalteten Daten vor, wie der Klärschlamm der einzelnen Kläranlagen

entsorgt wird, wodurch die genaue Anzahl der Kläranlagen, auf denen eine Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm durchgeführt werden kann, nur schwer zu ermitteln ist. Von den 252 Kläranlagen müssen die Anzahl an Kläranlagen abgezogen werden, die ihre Schlämme in die landwirtschaftliche Verwertung und an Monoverbrennungsanlagen abgeben. Die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm kann auf den Kläranlagen dezentral selbst verwaltet werden. Abhängig von den angeschlossenen Einwohnerwerten und der geographischen Lage der Kläranlage (Stadt oder Land) kann die Kläranlage die Vermarktung und den Verkauf des gewonnenen Sekundärphosphats selbst übernehmen oder einem Düngemittelproduzenten zum weiteren Verkauf überlassen.

7.2.4 Kostenabschätzung der Szenarien

Bedingt durch den starken Preisanstieg des Phosphors im Jahr 2008 sank der Phosphor-Inlandsabsatz im Wirtschaftsjahr (WSJ) 2007/2008 von 138.200 auf ca. 76.000 Mg P/a im Wirtschaftsjahr 2008/2009 ab. Durch den sinkenden Phosphorpreis stieg der Inlandsabsatz im WSJ 2009/2010 auf ca. 102.000 Mg P/a an. Der Inlandsabsatz an phosphorhaltigen Düngemitteln lag in Deutschland über die letzten vier Jahre gemittelt bei ca. 110.400 Mg P/a. (DESTATIS, 2009b; DESTATIS, 2010d). In Tabelle 7.7 sind die Phosphorrückgewinnungsanlagen (nach Konzept 2) mit den angedienten Aschen und dem Phosphorpotenzial aufgelistet. Des Weiteren ist der Phosphor-Inlandsabsatz des jeweiligen Bundeslandes, in dem die Phosphorrückgewinnungsanlagen errichtet sind, dargestellt. Aus der rückgewinnbaren Phosphormenge und dem P-Inlandsabsatz des Bundeslandes ist die Deckung des Phosphorbedarfs mit den rückgewonnenen Sekundärphosphaten angegeben. In der Rückgewinnungsanlage in Hamburg können ca. 1.030 Mg P/a rückgewonnen werden, da jedoch aufgrund mangelnder Anbaufläche Hamburg einen sehr geringen Düngemittelbedarf aufweist, wird das gewonnene Sekundärphosphat Schleswig-Holstein gutgeschrieben. Durch den „Import“ des Sekundärphosphats von ca. 1.030 Mg P/a können ca. 6% des Düngemittelbedarfs von Schleswig-Holstein gedeckt werden. Das größte Einsparpotenzial weist Nordrhein-Westfalen mit insgesamt 61% Deckungsgrad auf. Die Bundesländer, in denen eine Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche durchgeführt werden kann und Sekundärphosphate durch die Rückgewinnung aus der anfallenden Klärschlammasche durchgeführt werden, haben einen Phosphorbedarf von ca. 85.940 Mg P/a. Durch die Rückgewinnung von 12.070 Mg P/a kann ca. 14% des Bedarfs durch die Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche aus Monoverbrennungsanlagen, die heute bereits existieren, gedeckt werden (ohne Berücksichtigung der Wirkungsgrade der P-Rückgewinnungsverfahren).

Tabelle 7.7: Deckung des Phosphorinlandsabsatzes nach Bundesländern

Anlage	Asche aus ...	Menge Klärschlamm*	Menge Phosphor*	P-Absatz je Bundesland**	Bundesland	Deckung
		[Mg TR/a]	[Mg P/a]	[Mg P/a]		
Hamburg	Hamburg	42.000	1.029	17.706	Schleswig-Holstein	6%
Berlin	Berlin, Bitterfeld-Wolfen	51.200	1.254	11.107	Sachsen-Anhalt, Brandenburg	11%
Lünen	Lünen	85.000	2.083	8.899	Nordrhein-Westfalen	61%
Elverlingsen	Elverlingsen	50.000	1.225			
Wuppertal	Wuppertal, Düren, Bottrop, Bonn	88.200	2.161			
Frankfurt	Frankfurt	39.000	956	19.346	Niedersachsen	5%
München	München, Gendorf, Dinkelsbühl, Neu-Ulm, Altenstadt	72.000	1.764	18.493	Bayern	10%
Stuttgart	Stuttgart, Karlsruhe, Balingen, Mannheim	66.200	1.622	10.387	Baden-Württemberg	16%
Summe		493.600	12.093	85.938		14%

* bei 100% Auslastung der Anlagen

** gemittelt über die letzten vier Jahre

Auf ganz Deutschland umgerechnet können bei einem P-Inlandsabsatz von ca. 110.400 Mg P/a die in Tabelle 7.8 aufgelisteten prozentualen Deckungsgrade, abhängig vom Szenario und durch die Einberechnung der Wirkungsgrade der Phosphorrückgewinnungsverfahren gedeckt werden. Würden alle Klärschlämme in Deutschland in Monoverbrennungsanlagen verbrannt, könnten ca. 41% des P-Inlandsabsatzes durch die rückgewonnenen Sekundärphosphate gedeckt werden. Es ist jedoch zu beachten, dass bei einer vollständigen Verbrennung der Klärschlämme die landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme den Landwirten als Phosphorquelle nicht mehr zur Verfügung stehen und voraussichtlich der Phosphor-Inlandsabsatz für Mineraldünger ansteigen würde.

Tabelle 7.8: Deckung des Phosphorinlandsabsatzes mit den Sekundärphosphaten für Deutschland

Szenario	Asche	1	2	3	4	5	6
		Klärschlammaschen aus Monoverbrennung zur P-Rückgewinnung					
		Anlagengröße > 40.000 Mg TR/a	Anlagengröße > 20.000 Mg TR/a	aus allen Monoverbrennungsanlagen	wie Szenario 3 + Monoverbrennung von 50% der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme	alle thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt	Alle Klärschlämme werden monoverbrannt
Klärschlamm	Deckung des Phosphorinlandsabsatzes [%]						
a	Nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche	4,3	8,1	9,9	15,7	21,5	41,0
b	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos)	4,5	8,3	10,0	15,9	21,7	
c	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos, PHOXNAN)	5,8	9,6	11,3	17,2	22,1	
d	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos)	5,8	9,6	11,3	17,2	22,1	
e	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos, PHOXNAN)	9,3	13,1	14,8	20,7	23,5	

Um einen groben Eindruck zu geben, welche Kosten durch die flächendeckende Phosphorrückgewinnung für die einzelnen Szenarien entstehen könnten, sind in Tabelle 7.8 die Investitionskosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland aufgelistet. Für die Berechnung wurden die spezifischen Investitionskosten [€/Mg Asche] der Verfahren PASCH, FIX-Phos und PHOXNAN aus der Kostenabschätzung (siehe Kapitel 6.1) entnommen. Auch hier wird vereinfachend angenommen, dass sich die spezifischen Inves-

titionskosten mit Variation des Durchsatzes nicht verändern. Für die Szenarien 4 bis 6 wäre der Bau von Monoverbrennungsanlagen notwendig, die monetär nicht dargestellt werden.

Tabelle 7.9: Investitionskosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland

	Szenario	1	2	3	4	5	6
		Klärschlammaschen aus Monoverbrennung zur P-Rückgewinnung					
	Asche	Anlagengröße > 40.000 Mg TR/a	Anlagengröße > 20.000 Mg TR/a	aus allen Monoverbrennungsanlagen	wie Szenario 3 + Monoverbrennung von 50% der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme	alle thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt	Alle Klärschlämme werden monoverbrannt
Klärschlamm	Investitionskosten für den Bau der Phosphorrückgewinnungsanlagen* [€]						
a	Nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche	13.810.000	25.970.000	31.420.000	50.120.000	68.650.000	130.760.000
b	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos)	14.280.000	26.440.000	31.890.000	50.590.000	69.120.000	
c	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos, PHOXNAN)	125.810.000	137.970.000	143.420.000	162.120.000	183.870.000	
d	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos)	19.080.000	31.240.000	36.690.000	55.390.000	70.710.000	
e	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos, PHOXNAN)	312.330.000	324.490.000	329.940.000	348.640.000	185.460.000	

* zusätzliche Kosten entstehen für den Bau von Monoverbrennungsanlagen

Die Investitionskosten liegen abhängig vom Szenario zwischen 13,8 Mio. € (1a) und 353,1 Mio. € (4e). Für eine Rückgewinnung des Phosphors in den heute schon in Monoverbrennungsanlagen anfallenden Aschen wären Investitionskosten von ca. 31,4 Mio. € (3a) notwendig.

Die anfallenden Jahreskosten (Kapital- und Betriebskosten) die für den Betrieb der Rückgewinnungsanlagen von Bedeutung sind, sind in Tabelle 7.10 aufgelistet.

Tabelle 7.10: Jahreskosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland

	Szenario	1	2	3	4	5	6
		Klärschlammaschen aus Monoverbrennung zur P-Rückgewinnung					
	Asche	Anlagengröße > 40.000 Mg TR/a	Anlagengröße > 20.000 Mg TR/a	aus allen Monoverbrennungsanlagen	wie Szenario 3 + Monoverbrennung von 50% der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme	alle thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt	Alle Klärschlämme werden monoverbrannt
Klärschlamm	Betriebskosten für die Phosphorrückgewinnung* [€/a]						
a	Nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche	21.040.000	39.560.000	47.860.000	76.340.000	104.560.000	199.160.000
b	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos)	21.340.000	39.860.000	48.160.000	76.640.000	104.860.000	
c	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos, PHOXNAN)	37.590.000	56.110.000	64.410.000	92.890.000	109.860.000	
d	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos)	24.370.000	42.890.000	51.190.000	79.670.000	105.860.000	
e	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos, PHOXNAN)	67.110.000	85.630.000	93.930.000	122.410.000	122.590.000	

* zusätzliche Kosten entstehen für den Betrieb von Monoverbrennungsanlagen

Die Jahreskosten für die Phosphorrückgewinnung belaufen sich auf 21,0 Mio. €/a (1a) bis 199,2 Mio. €/a (6a) ohne die zusätzlichen Kosten durch den Betrieb der Monoverbrennungsanlagen. In diese Berechnung sind noch keine Preissteigerungen für Reinvestitions- und Betriebskosten enthalten, so dass die Angaben die momentane Preissituation widerspiegeln.

Damit sich aus wirtschaftlicher Sicht der Bau und Betrieb von Phosphorrückgewinnungsanlagen lohnt, müssen die Erlöse aus dem Verkauf des Sekundärphosphats die Kosten für den Betrieb der Anlage übersteigen. In Tabelle 7.11 sind die produktspezifischen Kosten [€/Mg P] der Phosphorrückgewinnung dargestellt.

Tabelle 7.11: Produktspezifische Kosten für den Bau von Phosphorrückgewinnungsanlagen in Deutschland

	Szenario	1	2	3	4	5	6
		Klärschlammaschen aus Monoverbrennung zur P-Rückgewinnung					
	Asche	Anlagengröße > 40.000 Mg TR/a	Anlagengröße > 20.000 Mg TR/a	aus allen Monoverbrennungsanlagen	wie Szenario 3 + Monoverbrennung von 50% der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme	alle thermisch entsorgten Klärschlämme werden monoverbrannt	Alle Klärschlämme werden monoverbrannt
Klärschlamm	produktspezifische Kosten* [€/Mg P]						
a	Nur P-Rückgewinnung aus Klärschlammmasche	4.397	4.397	4.397	4.397	4.397	4.397
b	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos)	4.328	4.360	4.367	4.378	4.383	
c	KA > 1 Mio. E (Fix-Phos, PHOXNAN)	5.886	5.294	5.159	4.899	4.508	
d	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos)	3.798	4.036	4.090	4.195	4.335	
e	KA > 100.000 E (> GK 5) (Fix-Phos, PHOXNAN)	6.550	5.923	5.747	5.364	4.730	

* zusätzliche Kosten entstehen für den Betrieb von Monoverbrennungsanlagen

Die Kosten variieren abhängig vom Szenario und damit auch vom eingesetzten Phosphorrückgewinnungsverfahren zwischen ca. 3.800 €/Mg P und ca. 6.550 €/Mg P für die Rückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammmasche. Anfang des Jahres 2011 lag der Preis für eine Tonne Phosphor bei ca. 1.500 €/Mg P, womit deutlich aufgezeigt werden kann, dass sich die Phosphorrückgewinnung zum jetzigen Zeitpunkt aus wirtschaftlicher Sicht noch nicht lohnt.

7.2.5 Zusammenfassende Diskussion

In Deutschland werden bereits heute jährlich ca. 493.000 Mg Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt und die Aschen anschließend im Bergbau als Versatzmaterial oder zur Substitution von Rohstoffen im Straßenbau eingesetzt. Durch eine Phosphorrückgewinnung aus den anfallenden Aschen könnten ca. 10.900 Mg P/a als Sekundärphosphate produziert werden und somit ca. 10% des phosphorhaltigen Minereraldüngerabsatzes in Deutschland substituieren. Der Einsatz von P-Rückgewinnungsverfahren aus dem Stoffstrom Klärschlamm auf den kommunalen Kläranlagen könnte einen weiteren Beitrag zur Schonung der Phosphorreserven liefern. Abhängig vom Szenario könnten zwischen 145 und 5.500 Mg P/a rückgewonnen werden.

Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist seit Jahren rückläufig und wird von Seiten der Politik zunehmend gefordert. Gründe für die Abkehr sind die im Klärschlamm enthaltenen organischen und anorganischen Schadstoffe, die die landwirtschaftliche Verwertung durch die geforderten Grenzwerte einschränken. Wird die thermische Klärschlamm Entsorgung in Zukunft als präferierter Entsorgungsweg angesehen, sollte vor dem Hintergrund der Phos-

phorrückgewinnung in den Ausbau von Monoverbrennungsanlagen investiert werden. Würden alle in Deutschland auf kommunalen Kläranlagen anfallenden Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt und die Aschen anschließend einer Phosphorrückgewinnung zugeführt, könnten ca. 45.300 Mg P/a rückgewonnen werden und somit ca. 41% des heutigen durchschnittlichen Düngemittelabsatzes substituieren. Bei einer vollständigen Verbrennung der Klärschlämme würden die bis dato landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme den Landwirten als Phosphorquelle nicht mehr zur Verfügung stehen wodurch der Phosphor-Inlandsabsatz für Mineraldünger voraussichtlich wieder ansteigen wird.

Grundsätzlich sind große zentrale Rückgewinnungsanlagen günstiger im Bau und Betrieb, jedoch können sich abhängig vom Einzugsgebiet auch kleine dezentrale Anlagen aus wirtschaftlicher Sicht lohnen.

Eine vollständige Umstellung auf die Klärschlammmonoverbrennung wird in naher Zukunft noch nicht realisierbar sein. Um jedoch den Phosphor im Klärschlamm bereits heute nutzen zu können, könnten auf größeren Kläranlagen (> 100.000 EW) Phosphorrückgewinnungsanlagen zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm errichtet werden.

Nach der Phosphorrückgewinnung kann der Klärschlamm wie heute in die landschaftsbauliche Verwertung oder in die Mitverbrennung geführt werden. Die Klärschammaschen könnten ebenfalls im Bergbau oder Straßenbau eingesetzt werden. Durch die Phosphorrückgewinnung würden heute bestehenden Verwertungswege weder verschlossen, noch würden Marktverhältnisse verschoben.

8 Technologievorausschau für Phosphorrecyclingtechnologien

Jana von Horn, Christian Sartorius, Felix Tettenborn

8.1 Einleitung

Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus häuslichem Abwasser werden seit rund 10 Jahren intensiv beforscht. Wie die vorliegende Studie zeigt, gibt es eine Vielzahl von Verfahren, die Phosphor an unterschiedlichen Stellen der Entsorgungs- und Behandlungspfade von Abwasser ausschleusen. Dabei stand nicht immer die Rückgewinnung des Phosphats im Vordergrund des Interesses. In vielen Fällen ging es primär darum, das Phosphat, das sich im Verlaufe der Abwasserreinigung – vor allem der P-Eliminierung aus dem Kläranlagenablauf – im Nebenstrom oder Klärschlamm anreichert und zu verschiedenen Komplikationen im Betrieb der Kläranlage führen kann, aus den entsprechenden Stoffströmen zu entfernen.

Im Arbeitspaket 6 des Verbundprojektes PhoBe geht es darum, im Rahmen einer Technologievorausschau mögliche, plausible Pfade der Technikentwicklung im Bereich der P-Rückgewinnung aus Abwasser in der mittleren Frist, d. h. bis zum Jahr 2030 abzustecken. Dazu wird eine große Zahl von Fachleuten, die auf diesem Gebiet tätig sind, gebeten, ihr Urteil über unterschiedliche Aspekte des P-Recyclings abzugeben, die auf dem Weg von der Entstehung des Abwassers bis zu seiner Reinigung und der Entsorgung der Reststoffe relevant sind. Bei diesen Technikaspekten handelt es sich im Wesentlichen um solche, die auch heute schon von Bedeutung sind, weil sie auf vorhandenen Verfahren der Abwasserbehandlung aufbauen, die ausgereift und weit verbreitet sind. Außerdem weisen viele Verfahren eine lange Lebensdauer auf und sind erst vor ein bis zwei Jahrzehnten etabliert worden, so dass innerhalb des Zeithorizonts der Technikvorausschau nicht mit einer grundlegenden Veränderung der technischen Rahmenbedingungen zu rechnen ist.

Aus diesem Grund wird der erste Schritt, in Kapitel 8.2, auch darin bestehen, eine Bestandsaufnahme der bestehenden und in Untersuchung befindlichen Verfahren und ihrer Andockstellen an die vorhandenen Abwasserbehandlungsprozesse vorzunehmen. Diese Verfahren werden dann anhand verschiedener Kriterien bewertet, die in Zukunft maßgeblich für die weitere Verbreitung sein könnten. Dabei ist es wichtig herauszustellen, dass diese von uns durchgeführte Bewertung nicht das Ergebnis der Technologievorausschau vorwegnehmen soll. Vielmehr soll sie uns für die verschiedenen Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Verfahren sensibilisieren und herausstellen, welche Vorteile typischerweise mit welchen Nachteilen einhergehen. Diese Gegensätze zwischen Vor- und Nachteilen werden wir daraufhin in Kapitel 8.3 zum Ausgangspunkt von Thesen machen, die wir den Fachleuten zur Bewertung vorlegen werden. In Kapitel 8.3 sind außerdem alle anderen methodischen Aspekte der Expertenbefragung beschrieben, deren Auswertung in Kapitel 8.4

erfolgt. Dabei ist es nicht so, dass die Befragungsergebnisse unmittelbar auf bestimmte Verfahren oder Verfahrenskombinationen hindeuten, die in Zukunft zum Tragen kommen werden. Vielmehr werden bestimmte Aspekte hervorgehoben, die in den Technologiepfaden, die zukünftig zum Tragen kommen werden, mit großer Sicherheit eine wichtige Rolle spielen werden. Diese Aspekte werden schließlich in der Zusammenfassung der Befragungsergebnisse in Kapitel 8.5 zusammengestellt. Sie geben auch Hinweise darauf, in welchen Richtungen möglicherweise noch Forschungsbedarf besteht.

8.2 Vergleich bestehender Techniklinien des P-Recyclings

8.2.1 Bestandsaufnahme bekannter Ansätze des P-Recyclings

8.2.1.1 P-Recycling aus dem Abwasser

Der größte Teil des im Abwasser enthaltenen Phosphats stammt aus menschlichen Ausscheidungen. Davon ist rund die Hälfte im Urin und die andere Hälfte im Fäzes enthalten. Mit dem Abwasser vermischt gelangt dieses Phosphat zur Kläranlage. Hier bestehen verschiedene Möglichkeiten zur Rückgewinnung. Obwohl sich im Zulauf 100% des Phosphats befinden, eignet sich der Zulauf nicht optimal als Ort für die Phosphatrückgewinnung, da die Konzentrationen recht gering sind und für den nachfolgenden biologischen Reinigungsprozess ein Teil des Phosphats im Abwasser enthalten bleiben muss.

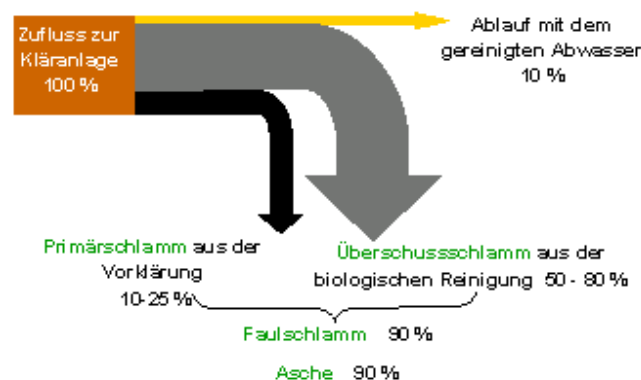


Abbildung 8.1: Phosphatströme in der Kläranlage (VON HORN, 2007 nach JARDIN, 1995)

Als Ansatzpunkte für die Rückgewinnung bleiben damit, wie in Abbildung 8.2 dargestellt, der Kläranlagenablauf sowie der Faulschlamm bzw. die Asche. Beim Klärschlamm kann man eine Rückgewinnung nur aus dem abgetrennten Schlammwasser vornehmen oder aber den gesamten Schlamm einer Phosphatrückgewinnung unterziehen, wie in den einzelnen Verfahrensdarstellungen im Anhang näher beschrieben wird. Es ist offensichtlich, dass der jeweils gewählte Ansatzpunkt von großer Bedeutung ist, weil er einerseits dafür entscheidend ist, wie viel P überhaupt recycelt werden kann. So ist der P-Gehalt nach einer

P-Eliminierung im Ablauf naturgemäß gering, wogegen er im Klärschlamm hoch ist. Andererseits ist es schwieriger, Phosphat aus dem Schlamm zu isolieren, als es aus der wässrigen Phase zu fällen, weil im Schlamm eine Vielzahl weiterer Substanzen (u. a. organische Substanzen und Schwermetalle) enthalten sind, von denen viele der Weiterverwendung des Phosphats nicht zuträglich sind und entfernt werden müssen.

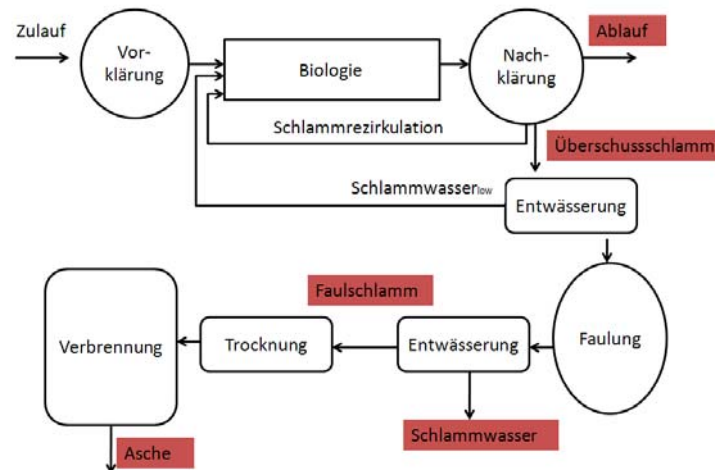


Abbildung 8.2: Ansatzpunkte für die Rückgewinnung von Phosphat aus den Prozessströmen von Kläranlagen

Ausgehend von den Ausgangsstoffströmen „flüssige Phase“, „Faulschlamm“ und „Asche“ ist es sinnvoll, eine weitere Unterteilung im Hinblick auf die zur Rückgewinnung angewendeten Techniken vorzunehmen.

Die entwickelten Verfahren lassen sich in folgende Techniklinien unterscheiden, deren jeweiliger Ansatzpunkt im Abwasserbehandlungsprozess der Kläranlage in Abbildung 8.2 durch die roten Kästen dargestellt ist.

Rückgewinnung aus der flüssigen Phase:

- aus dem Ablauf,
- aus Schlammwasser,
- aus Faulschlamm ohne Laugung.

Rückgewinnung nass-chemisch:

- aus Faulschlamm,
- aus Asche.

Rückgewinnung thermisch-metallurgisch aus (Faulschlamm und) Asche

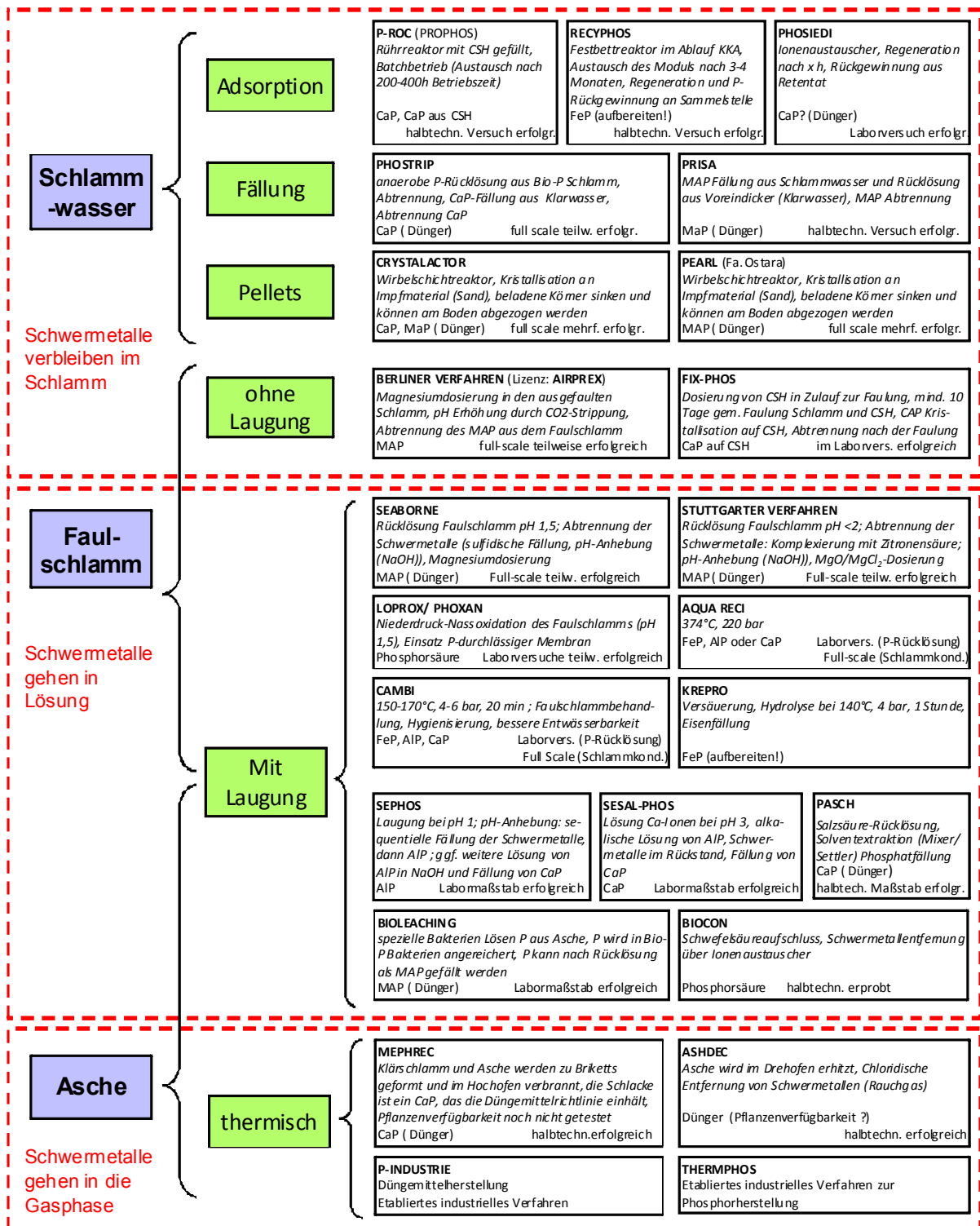


Abbildung 8.3: Systematischer Überblick über Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Asche

In Abbildung 8.3 wird der Versuch unternommen, die bekannten Verfahren des P-Recyclings nach den zuvor aufgeführten Kriterien in einer systematischen Übersicht zu ordnen. Die roten Rahmen fassen Techniklinien zusammen, die sich jeweils hinsichtlich der zugrunde liegenden physikalisch-chemischen Verfahrenstechnik unterscheiden, aber vom Prinzip her Ähnlichkeiten aufweisen. Die jeweils in einer Zeile aufgeführten Techniken haben größere

Ähnlichkeit miteinander und unterscheiden sich nur in Details der Verfahrensführung. Alle dargestellten Verfahren sind im Anhang im Detail aufgeführt. Diese Details sind hier aber nur insofern wichtig, als sie erlauben, Kriterien zu entwickeln und vergleichende Bewertungen vorzunehmen, mit deren Hilfe die hinsichtlich ihrer zukünftigen Entwicklung aussichtsreichsten Verfahren identifiziert werden können.

8.2.1.2 P-Recycling aus einem Abwasserteilstrom

Die Rückgewinnung von Phosphat im Rahmen neuartiger Sanitärsysteme (NASS) unterscheidet sich von den in Abschnitt 6.2.1.1 dargestellten Ansätzen insofern, als das (aus den gleichen Quellen stammende) Phosphat nicht erst nach Vermischung mit den verschiedensten anderen Abwässern in der Kläranlage, sondern gleich zu Beginn nach seinem Aufkommen in häuslichen und anderen Sanitäranlagen zurückgewonnen wird.

Da 75 bis 90% des Gesamtphosphors im häuslichen Abwasser aus dem sehr kleinen Volumen der menschlichen Ausscheidungen stammt, wird neben weiteren Zielsetzungen für eine Nährstoffrückgewinnung in den sogenannten neuartigen Sanitärsystemen der Ansatz der Stoffstromtrennung verfolgt. Entsprechend den Nährstoffkonzentrationen in den einzelnen Teilströmen zielen die Behandlungsverfahren zur Nährstoffrückgewinnung auf Schwarzwasser (häusliches Abwasser ohne Grauwasser) ab, das - je nach Ansatz - weiter in die Stoffströme Gelb- (bzw. getrennt erfasster Urin) und Braunwasser (getrennt erfasste Fäzes mit Spülwasser) unterteilt wird.

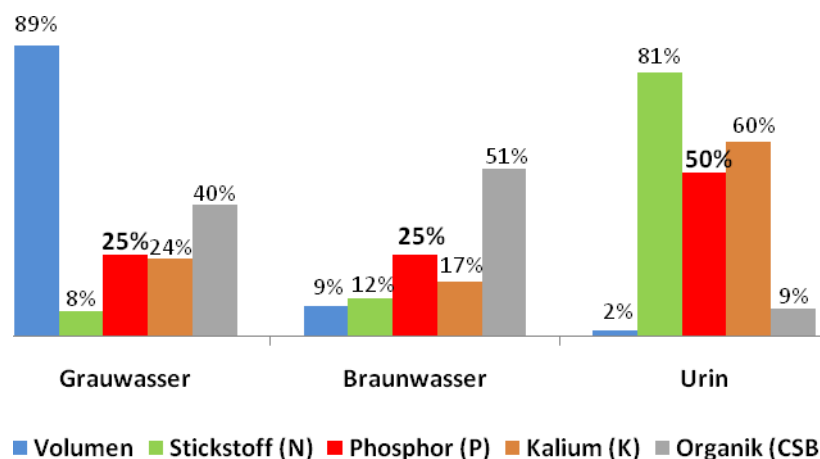


Abbildung 8.4: Verteilung von Volumen, Nährstoffen und Organik in den Teilströmen von häuslichem Abwasser (Modifiziert nach DWA, 2008; BÖHM et al., 2002; HILLENBRAND, 2009)

Für die getrennte Erfassung und Behandlung von Gelb und Braunwasser ist eine entsprechende Infrastruktur notwendig. Für die Erfassung der beiden Stoffströme können Trenntoiletten und wasserlose Urinale eingesetzt werden. Die anfallenden Stoffströme können jeweils über eigene Leitungen abgeleitet und/oder über ein Abfuhrsystem zu

semizentralen Behandlungsorten gebracht werden. Sofern für effiziente und wirtschaftliche Behandlung größere Mengen Substrat notwendig sind, ist eine entsprechende Sammellogistik notwendig. Je nach saisonaler Verwendungsmöglichkeit der hergestellten nährstoffreichen Produkte wird ein entsprechendes Lager- und Vertriebsmanagement benötigt.

Um eine hohe Nährstoffkonzentration bei möglichst geringer Verdünnung durch Spülwasser zu erreichen, wird zumeist getrennt erfasster Urin gesammelt und behandelt. Der Begriff „Gelbwasser“ beschreibt eigentlich Urin, der mit Spülwasser verdünnt wurde. Vielfach werden die Begriffe allerdings synonym verwendet, Angaben für getrennt erfassten Urin sind grundsätzlich auf den Teilstrom Gelbwasser applizierbar.

Als Verfahren mit einer hohen Wirksamkeit hinsichtlich der Aufkonzentrierung bzw. Rückgewinnung von Phosphat aus getrennt erfasstem Urin werden in dem Themenband „Neuartige Sanitärsysteme“ der DWA (2008) die Eindampfung und die Fällung mit jeweils verschiedenen Fällungssalzen genannt. Als Verfahren mit einem mittleren Effekt auf die P-Aufkonzentrierung bzw. Rückgewinnung aus getrennt erfasstem Urin werden Ausfrieren, Umkehrosmose, Elektrodialyse und Ionentauscher genannt. Technische Praxiserfahrungen für die P-Rückgewinnung aus getrennt erfasstem Urin beschränken sich auf die Eindampfung, Struvitfällung und die Elektrodialyse. Diese wurden in verschiedenen Pilot- und Forschungsprojekten untersucht. Einen belastbaren Stand der Technik gibt es bislang nicht.

8.2.2 Bewertungskriterien

Folgende Kriterien wurden zur Verfahrensbewertung herangezogen:

Struktur des Verfahrens der P-Rückgewinnung (Komplexität, Anzahl der Schritte, Ressourcenaufwand hinsichtlich Energie und Chemikalien)

Die Verfahrensstruktur ist ein besonders wichtiges Kriterium. Verfahren, die mit wenigen Schritten auskommen, sind komplexen Verfahren vorzuziehen, da sie i. d. R. mit geringeren Kosten verbunden sind und zuverlässiger funktionieren. Letzteres gilt vor allem auch vor dem Hintergrund, dass es sich bei Abwasser und Klärschlamm nicht um einheitliche Materialien mit gleichbleibender Zusammensetzung handelt, so dass die Technik, die mit ihnen umgeht, eine gewisse Robustheit aufweisen sollte. Gleichfalls sind Verfahren positiver zu bewerten, die einen geringen Energie- und Chemikalienaufwand nach sich ziehen, da der Verbrauch dieser Rohstoffe das Anliegen des P-Recyclings konterkariert, nämlich den Verbrauch fossiler (nicht erneuerbarer) Ressourcen (im vorliegenden Fall: des Phosphats) zu reduzieren. Werden Chemikalien eingesetzt, so ist die Verträglichkeit gegenüber Umwelt und Gesundheit zu bewerten.

Effektivität (Zielerreichung), Effizienz (Wirtschaftlichkeit)

Eine wichtige Rolle für den Erfolg eines Verfahrens der P-Rückgewinnung spielt natürlich die Menge des rezyklierten Phosphats. Eine hohe Effektivität, d. h. ein Wirkungsgrad von bspw. 90% zurückgewonnenem Phosphat im Verhältnis zum mit dem Abwasser zufließendem Phosphat ist natürlich im Hinblick auf die Schonung der fossilen Reserven grundsätzlich wünschenswert. Allerdings ist ein solcher Wirkungsgrad bei weitem nicht bei allen Verfahren realisierbar. Außerdem kann es wegen der tendenziell höheren Kosten effektiverer Verfahren sinnvoll sein, zunächst kostengünstigere, weniger effektive Verfahren anzuwenden (und dabei nur einen kleineren Teil des Phosphats zurückzugewinnen), um Lerneffekte zu erzielen. Mit diesen Lerneffekten können die Verfahren kostengünstiger gestaltet und das rezyklierte Phosphat kann schneller wettbewerbsfähig werden. In jedem Fall ist die Wirtschaftlichkeit der Verfahren eine wichtige Bewertungsgröße, da sie darüber entscheidet, ob sich auf mittlere Sicht Investoren finden werden, die diese Verfahren im großen Stil anwenden werden. Vergleichbare Wirtschaftlichkeitsberechnungen stehen jedoch nicht für alle Verfahren zu Verfügung.

Anschlussfähigkeit/Produkteigenschaften (Weiterverwendung des P-haltigen Produkts in der Landwirtschaft (Pflanzenverfügbarkeit) oder chemischen Industrie)

Durch Phosphorrecycling soll das im Abwasser enthaltene Phosphat wieder in die Verwendung zurückgeführt werden. Das heißt, es muss in der Landwirtschaft als Düngemittel wirksam sein. Diese Wirkung muss sich nicht unbedingt in der ersten Fruchtfolge zeigen, sollte als Langzeitdünger im Pflanzenversuch aber spätestens in der 2. oder 3. Fruchtfolge ein mit herkömmlichem Kunstdünger vergleichbares Resultat vorweisen. Natürlich müssen im Hinblick auf die Gehalte an Schwermetallen und unerwünschten organischen Substanzen die Richtlinien der Düngemittelverordnung eingehalten werden. Produkte, in denen neben Phosphat viel Eisen oder Aluminium enthalten ist, eignen sich aufgrund der starken Bindung von Phosphat an diese Metallionen als Düngemittel eher schlecht. Sie können stattdessen ggf. als Ausgangsmaterial in der chemischen Industrie zum Einsatz gelangen, wo andere P-haltige Substanzen wie bspw. Reinigungsmittel hergestellt werden.

Verbleib der Rückstände

Positiv sind Verfahren zu bewerten, in denen es keine Rückstände gibt bzw. die Rückstände gegenüber den bisherigen Betriebsweisen der abwassertechnischen Anlagen ohne Phosphorrückgewinnung keine negativen Folgen aufweisen.

Ausgereiftheit des Verfahrens

Für die Umsetzung bis zum Zieljahr 2030 sind diejenigen Verfahren im Vorteil, die bereits heute einen gewissen Reifegrad erreicht haben. Nahezu alle befinden sich noch in der Forschung und Entwicklung. Verfahren, die jedoch bereits in der Großtechnik erfolgreich

eingesetzt werden, sind gegenüber solchen positiv zu bewerten, die erst im Labormaßstab untersucht wurden, da die Übertragung aus dem Labor in die Großtechnik immer mit neuen Schwierigkeiten verbunden ist, die im Voraus nicht absehbar sind.

Grad der Zentralität/Dezentralität des Betriebs

Während sich einfache Verfahren auf nahezu jeder Kläranlage installieren und betreiben lassen, brauchen aufwändige Verfahren (in Betrieb oder Bautechnik) Ressourcen wie Personal, Platz und finanzielle Mittel, die nur auf größeren Standorten (große Kläranlagen oder Monoverbrennungsanlagen) zur Verfügung stehen. Grundsätzlich sind kurze Wege wegen des geringeren Transportaufwands vor allem bei Materialien vorzuziehen, deren spezifische P-Gehalt gering ist (Bsp. Abwasser, nasser Klärschlamm). Ist der Schlamm dagegen getrocknet und wird der verwendete Klärschlamm ohnehin in einer Großanlage zentral verbrannt, dann hält sich der Zusatzaufwand der Zentralität in Grenzen und kann ggf. durch andere Vorteile (z. B. Skalenvorteile) einer Großanlage wettgemacht werden. Zentralität oder Dezentralität können daher nicht an sich als vor- oder nachteilig angesehen werden, vielmehr hängt es von den jeweiligen Umständen ab, welche Alternative vorzuziehen ist.

8.2.3 Grundlegender Vergleich der Techniklinien

8.2.3.1 Flüssige Phase versus nass-chemische Verfahren

Die Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphat aus der flüssigen Phase sind gegenüber dem nass-chemischen Verfahren sehr einfach. In nur zwei Verfahrensschritten wird durch Zugabe geringer Mengen an Chemikalien bis zu 40% Phosphat zurückgewonnen. Bei den nass-chemischen Verfahren kann ein Rückgewinnungsgrad von bis zu 80% erreicht werden. Diese hohen Anteile lassen sich jedoch nur durch komplexe Verfahren mit hohem Chemikalienaufwand realisieren.

Die Rückgewinnung von gelöstem P ist auf jeder Kläranlage möglich. Für die Umsetzung nass-chemischer Verfahren muss die Kläranlage hingegen mindestens eine Schlammfäulung aufweisen. Im Umfeld einer Klärschlammmonoverbrennung ist auch die Rücklösung aus der Asche möglich.

Bei der Rückgewinnung von bereits gelöstem Phosphat aus der flüssigen Phase verbleiben die Schwermetalle im Schlamm. Bei dem nass-chemischen Aufschluss müssen sie sequenziell gefällt und getrennt entsorgt werden. Weiterhin erfolgt bei den nass-chemischen Verfahren der Aufschluss bei einem pH-Wert von 1, den dann auch der organische Reststoff aufweist. Dieser muss folglich neutralisiert oder separat entsorgt werden. Bei der Rückgewinnung aus der flüssigen Phase entstehen demgegenüber zusätzlich zu den in der Abwasserreinigung anfallenden Reststoffen (insbesondere Klärschlamm) keine weiteren Reststoffe.

Bei beiden Techniklinien können Phosphatprodukte hergestellt werden, die direkt als Düngemittel einsetzbar sind und i. d. R. eine mit Mineraldünger vergleichbare Pflanzenverfügbarkeit aufweisen.

8.2.3.2 Nass-chemische versus thermisch-metallurgische Verfahren

Sowohl nass-chemische als auch thermisch-metallurgische Verfahren sind verfahrenstechnisch sehr aufwändig. Während beim nass-chemischen Verfahren ein hoher Einsatz an Chemikalien für die Rücklösung (und ggf. Neutralisierung) erforderlich ist, trägt bei den thermisch-metallurgischen Verfahren die Energiezufuhr zu hohen Betriebskosten bei. Bei dem Mephrec-Verfahren kann die Energie aus der Schlammverbrennung genutzt werden, was zur Verbesserung der Energiebilanz und der Wirtschaftlichkeit des Verfahrens beiträgt.

Thermisch-metallurgische Anlagen sind nur an Standorten sinnvoll, an denen eine Klärschlammmonoverbrennung existiert, was derzeit nur an wenigen zentralen Orten der Fall ist. Die nass-chemische Rückgewinnung von Phosphat aus Klärschlamm lässt sich dagegen an allen Standorten mit Schlammfäulung realisieren. Hiermit könnte ein Großteil der Phosphate kurzfristig erfasst werden. Die nass-chemische Rückgewinnung aus Asche wäre wiederum nur an Standorten mit Monoverbrennung möglich. Der Anteil der Phosphatrückgewinnung aus der Asche ist also abhängig vom Anteil der Monoverbrennung an der Schlammentsorgung insgesamt. Je größer dieser ist, desto besser ist das Potenzial für die Rückgewinnung aus Asche.

Während beim nass-chemischen Verfahren Produkte hergestellt werden, die eine hohe Reinheit haben und eine sehr gute Pflanzenverfügbarkeit besitzen, ist das Produkt des thermisch-metallurgischen Verfahrens eine Schlacke. Dieses Phosphatprodukt ist nicht sehr rein, auch wenn die Düngemittelgrenzwerte mit Ausnahme des Nickelgehalts gut eingehalten werden. Auch schädliche Organika sind aufgrund der Verbrennung nicht mehr nachweisbar. Die Pflanzenverfügbarkeit dieser Produkte war in früheren Vergleichsuntersuchungen schlechter als die der reineren Fällungsprodukte aus den anderen Techniklinien. Aufgrund von Veränderungen im thermisch-metallurgischen Prozess ist die Pflanzenverfügbarkeit mittlerweile vergleichbar mit der von Kunstdünger.

Bei der Frage nach den Rückständen ist das nass-chemische Verfahren kritischer zu beurteilen, da dort die Rückstände einen pH-Wert von weniger als 2 aufweisen und gesondert entsorgt werden müssen.

8.2.3.3 Rückgewinnung aus der flüssigen Phase versus thermisch-metallurgische Behandlung

Die Rückgewinnung von gelöstem P ist ein wesentlich weniger komplexes Verfahren als die Rückgewinnung aus Asche. Außerdem sind die Verfahren zur Rückgewinnung von gelöstem P auf nahezu allen Kläranlagen möglich. Dagegen ist der Rückgewinnungsgrad (gemessen

am im Kläranlagenzufluss enthaltenen P) bei der Asche mit bis zu 90% wesentlich höher als bei gelöstem P mit bis zu 40%. Hier kann allerdings über die Anzahl der Anlagen im Bezug auf den Bilanzraum Deutschland ein höherer Rückgewinnungsgrad erreicht werden.

Bei den Verfahren zur Rückgewinnung aus der flüssigen Phase verbleiben die Schwermetalle von vorneherein im Schlamm, müssen also nicht extra abgetrennt werden. Sowohl bei der Behandlung der Asche, wo die Schwermetalle größtenteils in Lösung oder ins Rauchgas gehen, als auch bei der Rückgewinnung aus der flüssigen Phase verbleibt am Ende ein Reststoff, der aufgrund seiner erhöhten Schwermetallgehalte gesondert entsorgt werden muss.

Nach der Verbesserung der Pflanzenverfügbarkeit bei den thermisch-metallurgischen Verfahren, sind die produzierten Dünger als gleichwertig anzusehen.

8.2.3.4 Teilstromnutzung versus Rückgewinnung aus dem gesamten Abwasser

Neuartige Sanitärsysteme stellen eine vielversprechende Alternative zur konventionellen Abwasserbehandlung dar. Sie zielen auf eine optimierte Nutzung oder Wiederverwendung von Stoff- und Wasserströmen ab. Durch einen modularen Aufbau können sie an die jeweilige Situation angepasst werden und erlauben somit nachhaltige und flexible Lösungen für die Abwasserwirtschaft.

Die beschriebenen Verfahren zur P-Rückgewinnung innerhalb von neuartigen Sanitärsystemen erlauben mit verhältnismäßig geringem verfahrenstechnischen Aufwand eine sehr gute Rückführung über 90%, eines Großteils des im Abwasser enthaltenen Phosphors. Sämtliche gewonnenen Produkte haben eine gute bis sehr gute Pflanzenverfügbarkeit. Entstehende Rückstände weisen gegenüber konventionellen abwassertechnischen Systemen keine negativen Besonderheiten auf. Schwermetalle sollten aufgrund der Herkunft der Teilströme (aus Haushalten) keine relevante Belastung darstellen. Organische Spurenstoffe wie die Abbauprodukte von Pharmazeutika können dagegen ein Problem darstellen.

Während die einzelnen Verfahren zur P-Rückgewinnung erprobt sind und technisch funktionieren, gibt es bislang wenig Erfahrung zu Anwendung eines NASS im großtechnischen Maßstab, da für einen Einsatz der Verfahren ein entsprechendes Infrastrukturnetz vorhanden sein muss. Bei bestehender Bebauung ist im Allgemeinen keine getrennte Leitungsführung vorhanden. Somit besteht ein Mehraufwand für Installation von Trenntoiletten und Mehrfachleitungen. Der Erfahrungsschatz im dichtbesiedelten städtischen Raum ist bislang begrenzt. Für Forschungs- oder Pilotprojekte bieten sich aufgrund noch nicht vorhandener Infrastruktur Neubaugebiete mit dezentraler Siedlungsstruktur oder große Bürogebäude an, die mit einer autarken Abwasserentsorgung ausgestattet werden sollen.

Zum Sammeln der Teilströme käme in einem begrenzten räumlichen Rahmen mit hoher Aufkommensdichte die Sammlung über ein zusätzliches Rohrleitungssystem in Frage. Ansonsten stellt auch die Sammlung per Tank-Lkw eine sinnvolle Alternative dar.

8.2.4 Vergleichende Bewertung der Verfahren zur P-Rückgewinnung

Auf der Basis der in Kapitel 8.2.2 entwickelten Kriterien und in Anlehnung an den grundlegenden Vergleich der Techniklinien in Kapitel 8.2.3 erfolgt eine vergleichende Bewertung der in Abbildung 8.3 aufgeführten Verfahren. Die Ergebnisse sind in Tabelle 8.1 aufgeführt und werden im Anschluss erläutert.

Tabelle 8.1: Bewertung der Verfahren zur Phosphatrückgewinnung

	Komplexität	Effektivität	Wirtschaftlichkeit	Weiterverwendung (Produktqualität)	Rückstände	Ausgereiftheit	Dezentralität (d=dezentral; s=semizentr.; z=zentral)
Rückgewinnung aus der flüssigen Phase							
Phostrip	+	o	o	+	+	o	d
Prisa	+	o	o	+	+	o	d
Crystalactor	+	o	+	+	+	+	d
Pearl	+	o	+	+	+	+	d
Phosnix	o	o	o	+	+	+	d
P-RoC	o	o	o	o	o	o	d
Recyphos	o	o	o	+	o	-	d
Phosiedi	o	o	o	+	o	-	d
Rückgewinnung aus dem Faulschlamm ohne Laugung							
Berlin	o	-	o	+	+	o	d
FIX-Phos	o	-	o	o	+	-	d
Airprex	o	-	(+)	+	+	o	d
Rückgewinnung aus dem Faulschlamm mit Laugung							
Seaborne	-	+	-	+	-	o	d
Loprox/PHOXNA	-	+	-	+	-	-	s
N	-	+	-	+	-	-	s
Aqua Reci	-	+	-	+	-	o	s
Cambi	-	+	-	+	-	o	s
Krepro	-	+	-	+	-	o	s
Rückgewinnung aus der Asche: nass-chemisch							
Sephos	-	+	o	o	-	-	z
PASCH	-	+	o	+	o	o	z
BioCon	-	+	o				
BioLeaching	o	+	o	+	o	-	z
Rückgewinnung aus der Asche: thermisch-metallurgisch							
Mephrec	o	+	o	o	o	o	s
Ash Dec	o	+	(+)	(+)	o	o	z
Rückgewinnung aus Teilströmen (Urin und Fäzes)							
Fällung	+	+	o	+	o	+	d,s
Eindampfung	o	+	o	+	o	o	d,s
Kompostierung	+	o	o	+	+	+	d,s

Innerhalb der einzelnen Kriterien erfolgt die Bewertung anhand eines sehr groben Rasters von positiv (+) über neutral (o) bis negativ (-). Eine genauere Einschätzung ist aufgrund der vielfach nur im Labor bzw. in der Halbtechnik untersuchten Verfahren nicht möglich.

Teilweise sind Probleme der Verfahren theoretisch erkannt, praktisch aber noch nicht gelöst, wodurch für ein Verfahren die Möglichkeit besteht, in Zukunft eine bessere Bewertung zu erzielen. Die in Tabelle 8.1 aufgeführten Bewertungen stellen in jedem Fall aber einen Vergleich der derzeitigen Entwicklungsstände der betrachteten Verfahren dar.

Zunächst wurden alle Verfahren in der Kategorie Komplexität bewertet. Hier wurden die Rückgewinnungsverfahren mit direkter Fällung aus Schlammwasser positiv bewertet, da das Verfahren einfach durchzuführen ist und keine aufwändige Technik eingesetzt werden muss. Neutral wurden Verfahren bewertet, bei denen eine Fällung im Schlamm stattfindet. Hier ist die Verfahrenstechnik relativ einfach, die Abtrennung des Phosphatprodukts aus dem Schlamm jedoch schwierig. Auch die thermisch-metallurgischen Verfahren wurden neutral bewertet, da sie zwar eine aufwändige Verfahrenstechnik haben, jedoch im Betrieb relativ einfach handhabbar sind. Negativ bewertet wurden die Verfahren mit nasschemischer Rücklösung, da sowohl eine aufwändige Verfahrenstechnik eingesetzt werden muss als auch der Betrieb aufwändig ist.

Mit positiver Effektivität wurden Verfahren bewertet, bei denen von mehr als 50% P-Rückgewinnung (bezogen auf den Kläranlagenzulauf) ausgegangen werden kann. Neutral bewertet wurden alle Verfahren, bei denen die Phosphatrückgewinnung höher als 20% ist. Verfahren, die weniger als 20% Phosphat zurückgewinnen, wurden in der Kategorie Effektivität negativ bewertet.

Im großen Maßstab und zum Teil wirtschaftlich eingesetzt wurden bzw. werden nach Herstellerangaben zurzeit die Verfahren DHV-Crystalactor (im Industrieabwasserbereich) und Ostara (auf kommunalen Kläranlagen). Für das Produkt des Airpex-Verfahrens wird derzeit auf eine Zulassung als Düngemittel hingearbeitet; danach soll auch in diesem Fall eine Vermarktung des Produkts stattfinden. Zumindest bei Ostara und Airpex führt die gezielte Fällung des Phosphats zur Verringerung von Struvitablagerungen in den Anlagen, wodurch deren Funktionsfähigkeit verbessert wird. Dieser Zusatznutzen führt zu einem preislich konkurrenzfähigen Düngemittel, obwohl die Kosten insgesamt höher liegen als der Preis des produzierten Düngemittels. Wegen der Wirtschaftlichkeit wurden alle genannten Verfahren daher positiv bewertet. Auch die Entwickler des Ash Dec-Verfahrens geben an, ihr Produkt wirtschaftlich vermarkten zu können. Allerdings ist unklar, welche Zusatznutzen hier einbezogen werden, um die Konkurrenzfähigkeit mit herkömmlichen Düngemitteln zu erreichen.

Alle anderen Verfahren konnten noch keine Wirtschaftlichkeit vorweisen.¹⁰ Negativ bewertet wurden die Verfahren zur nass-chemischen Phosphatrückgewinnung aus Klärschlamm, da am Beispiel Seaborne hohe Kosten in der Großtechnik ausgewiesen wurden. Auch das PHOXNAN-Verfahren zeigte bereits im Labormaßstab sehr hohe Kosten und wurde daher negativ bewertet. Das Produkt des PASCH-Verfahrens ist im Vergleich dazu deutlich kostengünstiger, wenngleich von der Wirtschaftlichkeitsschwelle noch deutlich entfernt. Alle anderen Verfahren können noch nicht sicher abgeschätzt werden. Sie liegen zurzeit aber deutlich über den aktuellen Preisen für vergleichbare phosphorhaltige Produkte fossilen Ursprungs. So liegt der Preis für Phosphorsäure (technical grade, 85%), das als Ausgangsstoff für die Düngerherstellung verwendet wird, gegenwärtig (Juli 2010) bei ca. 420 US\$/t (Fertilizer International, 2010). Das entspricht einem Phosphorpreis von 1,30 €/kg P. Der Preis von Magnesiumammoniumphosphat, das durch den Ammoniumanteil hochwertiger als reiner Phosphatdünger ist, ist sogar noch höher einzuschätzen.

In der Kategorie Produktqualität wurden alle Verfahren, in denen Magnesiumammoniumphosphat (MAP), Calciumphosphat oder Phosphorsäure mit hohem Phosphatgehalt (> 20%) hergestellt werden, positiv bewertet. Die Verfahren mit geringem Phosphatgehalt im Produkt und mit vergleichsweise schlechten Ergebnissen im Pflanzenversuch wurden neutral bewertet, da die Versuche noch nicht abgeschlossen sind und die Produkte teilweise noch verbessert werden. Ash Dec weist inzwischen zwar eine gute Pflanzenverfügbarkeit auf, aufgrund der unvollständigen Schwermetallentfernung liegen die Nickelkonzentrationen aber noch über den Grenzwerten der Düngemittelversorgung (Ergebnis aus AP 3).

Bei den Rückständen wurden alle Verfahren positiv bewertet, bei denen durch das Verfahren keine zusätzlichen Rückstände entstehen. Neutral bewertet wurden Verfahren, bei denen geringe Mengen an Rückständen entstehen. Negativ bewertet wurden Verfahren mit hohen Mengen an Rückständen, die z. T. durch extreme pH-Werte schwierig zu entsorgen sind.

Alle Verfahren, die sich in der Großtechnik bewährt haben, wurden positiv in der Kategorie Ausgereiftheit bewertet. Verfahren, die in der Halbtechnik gute Resultate aufwiesen, sowie Verfahren, die in der Großtechnik noch Probleme haben, die aber lösbar scheinen, wurden neutral bewertet. Negativ bewertet wurden Verfahren, die im Labormaßstab noch keine guten Erfolge erzielten. Hier kann sich die Bewertung nach weiterer Forschungsarbeit noch ändern.

In der Kategorie Dezentralität wurden alle Verfahren ohne nass-chemische Rücklösung als dezentral einsetzbar gekennzeichnet. Die Verfahren mit nass-chemischer Rücklösung sind

¹⁰ OLDENBURG (2007) konnte zeigen, dass sich die Rückgewinnung von Phosphat aus den Teilströmen Gelb- und Schwarzwasser kostenmäßig in ähnlichen Bereichen bewegt wie die herkömmliche Behandlung der entsprechenden Abwasserfraktionen. Den Hauptkostenfaktor, der momentan auch zur Unwirtschaftlichkeit führt, stellt die zur Sammlung notwendige zusätzliche Infrastruktur dar.

eher semizentral einsetzbar, da der Verfahrensaufwand nur auf großen Kläranlagen (ab ca. 100.000 EW) realistisch darstellbar ist. Die Verfahren, für die eine Monoverbrennung von Klärschlamm Voraussetzung ist, wurden als zentral einsetzbar angesehen.

8.2.5 Vorläufige Zusammenfassung der Ergebnisse

Wie in der Einleitung bereits dargestellt, sollen der Vergleich der Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser bzw. Klärschlamm und insbesondere die vergleichende Bewertung nicht unmittelbar in eine Bewertung der Zukunftsaussichten der verschiedenen Verfahren münden. Stattdessen soll die Bewertung der Zukunftsaussichten auf der Grundlage der Expertenbefragung in Kapitel 8.3 erfolgen. Trotzdem erlaubt die vergleichende Bewertung eine Fokussierung der Fragen, die an die Experten gerichtet werden sollen. Solche Fragen sind:

- Welche Bedeutung hat im Hinblick auf das Phosphoraufkommen im Abwasser die Ausbeute der jeweils betrachteten Rückgewinnungsprozesse? Ist jeweils ein möglichst hoher Rückgewinnungsgrad anzustreben, oder kann auch ein geringer Rückgewinnungsgrad vorteilhaft sein, wenn der entsprechende Prozess leicht umzusetzen ist, ein leicht verwertbares phosphorhaltiges Produkt generiert und dadurch weite Verbreitung findet? Diese Fragen stellen sich vor allem im Zusammenhang mit Verfahren der P-Rückgewinnung aus der flüssigen Phase von Kläranlagen.
- Ein vergleichbarer Konflikt besteht im Verhältnis zwischen Verfahrensaufwand (und -kosten) und Rückgewinnungsgrad. Ist hier der Wirtschaftlichkeit oder der Ressourcenschonung der Vorrang zu geben? In diesem Kontext stellen sich auch die grundsätzlichen Fragen nach der Knappheit der Ressource Phosphor sowie danach, ob die Ressourcenschonung ordnungspolitisch oder mit Hilfe marktwirtschaftlicher Instrumente durch den Staat forciert werden sollte.
- Ist es denkbar, dass sich die Rückgewinnung von Phosphor aus rein marktwirtschaftlichen Gründen (d. h. weil die Rückgewinnung kostengünstiger ist als die Beschaffung aus geologischen Vorkommen) durchsetzt? Wenn eine wirtschaftlich sich selbst tragende Rückgewinnung derzeit nicht absehbar erscheint, wäre es dann möglicherweise sinnvoll, Klärschlamm getrennt zu verbrennen und zu deponieren, um den darin enthaltenen Phosphor unter wirtschaftlich günstigeren Bedingungen in der Zukunft zurückzugewinnen und nutzen zu können?
- Ist es möglich, die Kosten der P-Rückgewinnung dadurch zu senken, dass Synergieeffekte genutzt werden? Diese könnten bspw. darin bestehen, dass aus dem Faulschlamm Phosphat abgetrennt wird, das zuvor aus betrieblichen Gründen (zur Vermeidung spontaner Struvitausfällungen nach der Schlammvergärung) gezielt gefällt worden ist. Ein weiteres Synergiepotenzial besteht darin, Phosphor, der zuvor aus Umwelt-

schutzgründen (d. h. stabile Deponierung) verbrannt worden ist, aus der Asche von Klärschlamm zurückzugewinnen.

- Voraussetzung für die Sinnhaftigkeit der P-Rückgewinnung ist die Verwertbarkeit des entstehenden Produktes. Im Falle der landwirtschaftlichen Nutzung ist dies vor allem die Verfügbarkeit für die Pflanzen bzw. die Düngemittelwirksamkeit. Aufgrund seiner geringen Löslichkeit weist Eisenphosphat eine geringe Pflanzenverfügbarkeit und eine schlechte Düngewirkung auf. Wäre es in solchen Fällen sinnvoll, auf alternative Verfahren der Phosphatfällung auszuweichen, bei denen kein Eisenphosphat entsteht? In einigen Verfahren fällt Phosphor aber auch elementar oder als Phosphorsäure an. Hier stellt sich die Frage, in welche Prozesse und unter welchen Voraussetzungen sich diese Produkte sinnvoll einschleusen lassen.
- Bei der P-Rückgewinnung aus Klärschlamm und dessen Asche besteht das Risiko, dass das Produkt mit Schwermetallen und im Falle des Klärschlammes außerdem mit organischen Schadstoffen belastet sein kann. Welcher Zusatzaufwand zur Eliminierung der Verunreinigungen ist hier aus ökologischen und wirtschaftlichen Gründen gerechtfertigt?
- Die P-Rückgewinnung aus den Teilströmen Gelb- und Schwarzwasser des häuslichen Abwassers ist grundsätzlich unkompliziert, allerdings gestaltet sich die Sammlung von Urin und Fäzes nicht ganz einfach. Vor allem die Einrichtung einer entsprechenden Sammelinfrastruktur erscheint im Moment relativ teuer. Schließlich sind auch die Teilströme nicht immer frei von unerwünschten Begleitstoffen.

8.3 Expertenbefragung

Zur Einschätzung der Zukunftsaussichten des Themas Phosphatrückgewinnung sowie zur Verifikation der in der Literaturrecherche und Verfahrensbewertung herausgearbeiteten Zukunftschancen der verschiedenen Verfahren zur Phosphatrückgewinnung wurde eine internationale Expertenbefragung durchgeführt.

Für die Beantwortung der 23 Thesen standen den Experten jeweils fünf Antwortmöglichkeiten (Multiple Choice) zur Verfügung. Die Antworten waren qualitativ (trifft auf jeden Fall zu, trifft eher zu, teils/teils, trifft eher nicht zu, trifft nicht zu) oder als zeitliche Einordnung (2015, 2030, 2050, später, nie) zu geben. Diese jeweils fünf Antwortmöglichkeiten wurden für alle Thesen gleichbleibend vorgegeben.

8.3.1 Auswahl der Themenfelder und Generierung der Thesen

Aufbauend auf den Erkenntnissen aus Literaturrecherche, Verfahrensanalyse und Auswertung internationaler Konferenzen zum Thema Phosphorrückgewinnung wurden verschiedene Themenblöcke generiert und Thesen aufgestellt.

Im ersten Themenblock wurde unter dem Titel „Dringlichkeit der Phosphorrückgewinnung“ nach dem Bedarf von Phosphatrückgewinnung aus Abwasser sowie einer zeitlichen Einschätzung gefragt. Im Einzelnen wurden folgende Thesen zur Diskussion gestellt:

- (1) Aufgrund der bestehenden und zukünftig absehbaren Phosphatversorgung besteht ein Bedarf zur Phosphatrückgewinnung aus Abwasser frühestens im Jahr ...

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie ¹¹

- (2) Selbst bei im Prinzip ausreichenden geologischen Phosphatvorkommen ist es sinnvoll, das im Abwasser enthaltene Phosphat erneut zu nutzen.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (3) Eine einfache Möglichkeit zur Nutzung des im Abwasser enthaltenen Phosphats besteht in der Ausbringung des Klärschlammes in der Landwirtschaft. In meinem Herkunftsland wurde bzw. wird diese Alternative für die überwiegende Menge des aus Abwasser stammenden Phosphats genutzt.

Nur in der Vergangenheit ... bis 2015 ... bis 2030 ... bis 2050 ... nie

- (4) Eine über die unmittelbare landwirtschaftliche Nutzung hinausgehende Rückgewinnung von mindestens 30% des in Umlauf gebrachten Phosphats dürfte in meinem Herkunftsland flächendeckend eingeführt sein ...

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie

- (5) Phosphatrückgewinnung wird sich aus Gründen der Wirtschaftlichkeit durchsetzen, d. h. weil die Rückgewinnung kostengünstiger sein wird als die Gewinnung aus fossilen Reserven. Dies wird geschehen ...

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie ¹²

- (6) Phosphatrückgewinnung kann nur durch politische Maßnahmen (Förderung, Gesetze) etabliert werden.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

¹¹ Bei dieser wie bei allen folgenden Thesen war, wenn nicht anders angegeben, jeweils eine der vorgegebenen Antwort- bzw. Bewertungsmöglichkeiten anzukreuzen.

¹² Im Zusammenhang mit dieser These wurde zusätzlich gefragt, ob ein Potenzial in Industrie-, Schwellen-, Entwicklungsländern oder nirgendwo gesehen werde (mehrere Antworten möglich).

Im zweiten Themenblock wurden die Experten um eine Einschätzung zum „Erfolgspotenzial von Verfahren zur Phosphatrückgewinnung aus der flüssigen Phase der Abwasserbehandlung und aus Klärschlamm“ gebeten.

- (7) Ein hoher Rückgewinnungsgrad ist aus gesamtwirtschaftlicher Sicht eher durch die breite Umsetzung einfacherer Technologien (mit geringerem Wirkungsgrad) auf vielen Kläranlagen zu erreichen als durch den Einsatz aufwendiger Verfahren mit hohem Wirkungsgrad auf einer kleineren Anzahl großer Kläranlagen.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (8) Die Fällung von Phosphat aus der flüssigen Phase der Kläranlage (z. B. Schlammwasser) stellt den wichtigsten Pfad für P-Recycling dar.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (9) Durch die Wahl eines geeigneten Fällungs-, Kristallisations- oder Adsorptionsmittels ist die Rückgewinnung von Phosphat auch aus dem Ablauf von Kläranlagen sinnvoll.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (10) Spontane Struvitausfällungen nach der Schlammvergärung stellen in vielen Kläranlagen (insbesondere bei Bio-P-Elimination) ein Problem dar. Daher besteht ein vielversprechender P-Recyclingansatz in der gezielten Fällung von Phosphat im Faulschlamm mit anschließender Abtrennung des Phosphatprodukts.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (11) Der hohe Verfahrensaufwand und die hohen Kosten bei der Laugung (d. h. Rücklösung und selektiven Fällung) von Phosphat aus dem Faulschlamm werden durch eine hohe P-Ausbeute und eine gute Pflanzenverfügbarkeit mehr als wettgemacht.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (12) Trotz des höheren Verfahrens- und Kostenaufwands ist die nass-chemische Extraktion und Fällung des Klärschlammes der thermisch-metallurgischen Behandlung (Bsp. Ash Dec) vorzuziehen, weil die erzeugten Produkte eine höhere Reinheit und bessere Pflanzenverfügbarkeit aufweisen.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

In diesem sowie im dritten Themenblock „Potenziale der Phosphatrückgewinnung aus Klärschlammmasche“ wurden konkret Fragen zu den Zukunftschancen einzelner Verfahrenstypen sowie zum Vergleich verschiedener Verfahrensansätze abgefragt, um favorisierte Verfahren zu identifizieren.

- (13) Der größte Teil des Klärschlammes wird in meinem Herkunftsland zukünftig verbrannt werden und zwar ab dem Jahr ...

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie ¹³

- (14) Die Verbrennung von Klärschlamm wird in meinem Herkunftsland zukünftig überwiegend in Monoverbrennungsanlagen erfolgen.

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie

- (15) Wird der Klärschlamm in der Regel verbrannt, so ist eine Rückgewinnung von Phosphat aus der Asche die sinnvollste Variante der Phosphatrückgewinnung.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (16) Kläranlagen, deren Schlamm in Monoverbrennungsanlagen verbrannt wird, werden auf Fällung mit Aluminiumsalzen umgestellt, damit die Asche für die Phosphorindustrie nutzbar ist und daraus hergestellte Düngemittel eine bessere Pflanzenverfügbarkeit aufweisen.

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie

- (17) Wegen der Unsicherheiten hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung der Phosphatreserven und wegen der auf absehbare Zeit hohen Kosten für die P-Rückgewinnung werden kurzfristig Lager (Monodeponien) für Klärschlammaschen angelegt. Diese können ausgebeutet werden, sobald Verfahren zur P-Rückgewinnung wirtschaftlich einsetzbar sind.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

- (18) Bei der nass-chemischen Extraktion und Fällung von Klärschlammasche anstelle von Faulschlamm wird der höhere Verfahrensaufwand durch den Wegfall der Probleme mit schädlichen Organika und einem Teil der Schwermetalle mehr als ausgeglichen.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

Im letzten Themenblock „Phosphatrückgewinnung im Kontext eines Systemwandels in der Wasser- und Abwasserwirtschaft“ werden Fragen zur Etablierung systemischer Innovationen im Bereich Wasserwirtschaft/Abwasserbehandlung gestellt.

- (19) Aufgrund der zumindest temporären Wasserknappheit werden in vielen Schwellen- und Entwicklungsländern Stoffströme in Zukunft in konzentrierterer Form anfallen. Daher liegt es nahe, die Rückgewinnung von Nährstoffen und Wasser überwiegend semi- oder dezentral durchzuführen.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

¹³ Im Zusammenhang mit dieser These wurde zusätzlich gefragt, ob sich die Klärschlammverbrennung eher in Industrie-, Schwellen-, Entwicklungsländern und/oder nirgendwo durchsetzen werde (mehrere Antworten möglich).

(20) Statt Phosphat mit hohem Aufwand aus dem Abwasser zurückzugewinnen, wird durch eine geeignete Trennung der Stoffströme (z. B. Urinseparation) eine Vermischung mit anderen Abwasserkomponenten in Zukunft von vorneherein vermieden.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

(21) Die zurzeit bestehenden Probleme der Logistik der Urinsammlung können zukünftig gelöst werden.

Trifft auf jeden Fall zu ... eher zu ... teils/teils ... eher nicht zu ... auf keinen Fall zu

(22) Die Kontamination von Abwasser und Klärschlamm mit problematischen Spurenstoffen setzt bei der Wiederverwendung der Nährstoffe schon heute in vielen Ländern eine aufwändige Vorbehandlung voraus. In Zukunft wird dies auch in den Ländern der Fall sein, in denen dies bislang nicht als Problem erachtet wird.

2015 ... 2030 ... 2050 ... später ... nie

(23) Stoffstromtrennung in Abwassersystemen wird sich langfristig am ehesten etablieren in (Mehrfachnennungen möglich) ...

Industrieländern ... Schwellenländern ... Entwicklungsländern ...

Gebieten mit Wassermangel ... nirgendwo

Insgesamt bestand die Expertenbefragung aus 23 Thesen, die im Multiple-Choice-Stil zu bewerten waren. Jeweils am Ende eines Thesenblocks wurde die Fachkenntnis der Experten zum Thesenblock abgefragt (groß/mittel/fachfremd), um analysieren zu können, ob die Bewertung von der Fachkenntnis abhängt und die fachkundigsten Befragten ggf. zu einer abweichenden Einschätzung gelangen. Weiterhin ist ein Kommentar zum Thesenblock, d. h. zum Thesenblock insgesamt (z. B. Fehlen von Thesen), zu einzelnen Thesen oder zu deren Bewertung möglich.

8.3.2 Teilnehmer

In der Umfrage wurden 417 Experten aus 40 Ländern angeschrieben und einmalig befragt. Die Experten waren Teilnehmer der Konferenzen „International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams“ in Vancouver (Kanada) im Mai 2009 und „Baltic 21“ im September 2009 in Berlin. Zusätzlich konnten Adressaten eines E-Mail-Verteilers der Internetpräsenz „Phosphorous Recovery“ (<http://www.phosphorus-recovery.tu-darmstadt.de>) des Instituts IWAR der TU-Darmstadt verwendet werden sowie Abonnenten eines E-Mail-Verteilers des Centre Européen d'Études des Polyphosphats (CEEP). Darüber hinaus wurde auf der Homepage „Phosphorous Recovery“ der TU-Darmstadt und in der Internet-Newsgroup Ecosanes auf die Befragung hingewiesen. Weiterhin wurden die im Rahmen der BMBF/BMU-Förderung „Phosphorrecycling“ aktiven Institute um Teilnahme gebeten.

Die Befragten wurden per E-Mail angeschrieben und konnten wahlweise in englischer oder deutscher Sprache einen Online-Fragebogen ausfüllen. Nach vier Wochen Laufzeit wurde den Experten, die die Befragung noch nicht abgeschlossen hatten, eine Erinnerungs-E-Mail gesendet.

Am Ende des Befragungszeitraums lag die Teilnahme bei 47%, mit 197 Experten aus 30 Ländern (s. Tabelle 8.2). Es ist zu berücksichtigen, dass bei den Nicht-Teilnehmern auch fehlerhafte oder nicht mehr aktuelle E-Mail-Adressen zur Nicht-Teilnahme geführt haben können. Von den 197 aktiven Teilnehmern haben letztlich 85% die Umfrage auch beendet, 70% sind am Endergebnis der Auswertung interessiert.

Tabelle 8.2: Teilnehmer der Expertenbefragung sortiert nach Anzahl pro Land

Deutschland	83	Frankreich	4	Je 1 Teilnehmer aus	
Kanada	21	Schweiz	4	Belgien	Malaysia
USA	17	Australien	3	Brasilien	Neuseeland
Niederlande	9	Österreich	3	Bulgarien	Norwegen
Schweden	6	Polen	3	Chile	Russland
UK	6	China	2	Irland	Singapur
Dänemark	5	Finnland	2	Israel	Spanien
Japan	5	unbekannt	9	Italien	Tschechische Republik
				Kroatien	

8.3.3 Fachkenntnis der Teilnehmer

Die Experten wurden jeweils am Ende eines Thesenblocks um die Einschätzung ihrer eigenen Fachkompetenz gebeten. Hierbei bestand die Antwortmöglichkeit in fünf Stufen von groß bis fachfremd. Wie zu erwarten, wurde im Thesenblock 1 durchschnittlich eine sehr hohe Fachkompetenz angegeben. Im Thesenblock 2 ist die Fachkompetenz etwas geringer, aber immer noch recht hoch. Im Thesenblock 3 und 4 ist die Fachkompetenz schlechter als in den ersten beiden. Es gibt viele Experten, die ihre Fachkompetenz eher als „mittel“ einstufen, der Anteil der kompetenteren Experten überwiegt jedoch auch hier.

Durch das Ergebnis der Selbsteinstufung der Experten und die hohe Teilnahmequote wird die Auswahl adäquater Umfrageteilnehmer durch die Organisatoren der Befragung bestätigt. Die meisten Experten halten ihre Fachkenntnis für groß und trauen sich demzufolge eine fachkundige Beantwortung der Fragen zu (s. Abbildung 8.5).

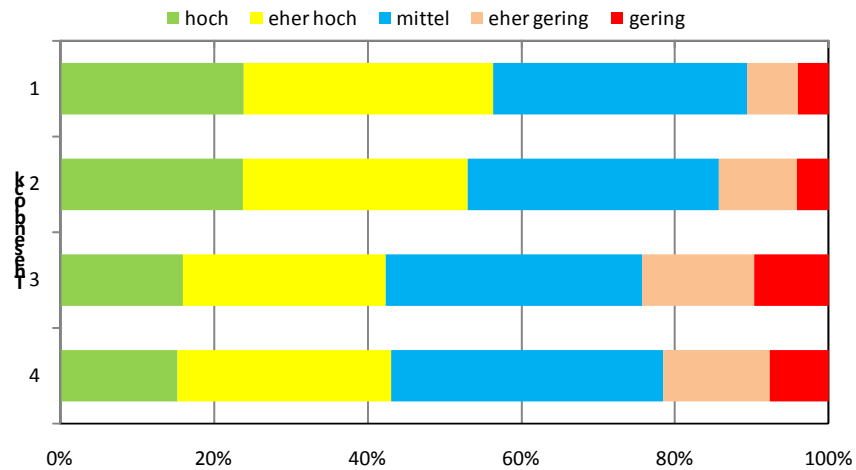


Abbildung 8.5: Selbsteinschätzung der Fachkenntnis der befragten Experten nach Thesenblöcken differenziert

8.4 Auswertung der Befragung

8.4.1 Thesenblock 1: Dringlichkeit der Phosphatrückgewinnung

Eingeleitet wurde dieser aus 6 Thesen bestehende Block durch folgende Feststellung:

„Die Reichweite der Phosphatvorkommen ist endlich. Ob Phosphatrückgewinnung tatsächlich ein dringendes Thema ist, wird jedoch kontrovers diskutiert. Bitte teilen Sie uns Ihre Einschätzung zu dem Thema durch die Bewertung der folgenden Thesen mit.“

Die Bewertungen der Thesen sind in Abbildung 8.6 zusammengefasst.

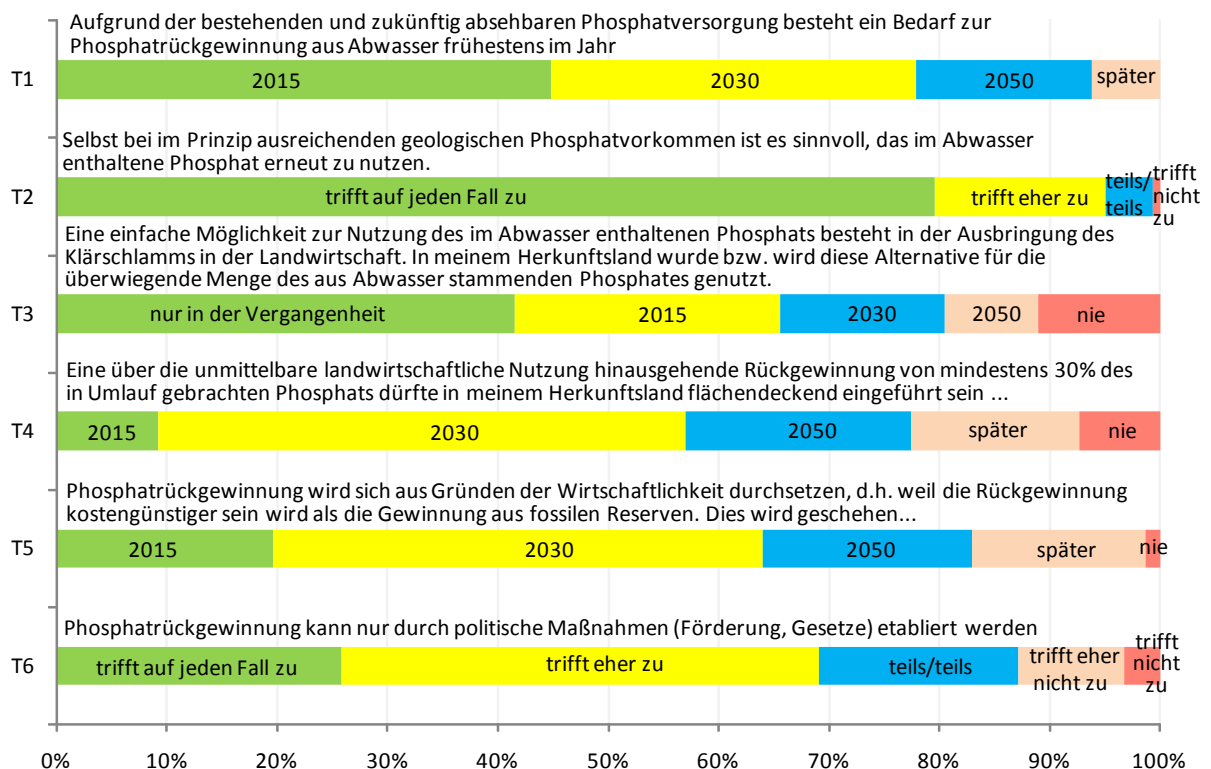


Abbildung 8.6: Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 1

Auf die Frage, ab wann ein Bedarf zur Phosphatrückgewinnung aus Abwasser gegeben ist, wurde in These 1 von den Experten am häufigsten der frühestmögliche Zeitpunkt 2015 gewählt. Mehr als drei Viertel der Experten gehen davon aus, dass ein entsprechender Bedarf vor 2050 bestehen wird. Nur 6% Experten waren der Ansicht, Phosphatrückgewinnung aus Abwasser werde auf jeden Fall erst nach 2050 eine Rolle spielen. Die Bevorzugung des frühesten Zeitpunktes ist insofern überraschend, als die fossilen Reserven nicht unmittelbar zur Neige gehen. Eine Ablehnung der These gab es in keinem Fall.

Noch deutlicher ist die Einstellung zur normativen These 2, wonach das im Abwasser vorhandene Phosphat auch dann genutzt werden sollte, wenn die geologischen Ressourcen noch ausreichen sollten. Hier stimmte die große Mehrheit der Befragten (80%) in vollem Umfang zu.

Die aus den ersten beiden Thesen abzuleitende Erwartung der Experten, dass eine Phosphatrückgewinnung aus Abwasser bereits in naher Zukunft stattfinden werde, zeigt das große Interesse an diesem Thema. Da ein großer Anteil der Teilnehmer aktiv im Bereich der P-Rückgewinnung tätig ist, besteht offensichtlich eine intrinsische Motivation, die sicherlich auch der Grund für die ausgesprochen hohe Rücklaufquote der Befragung ist. Zwischen den Antworten der These 1 und 2 besteht eine Korrelation ($R^2 = 0,194$), d. h. wer in These 1 einen frühen Zeitpunkt angegeben hat, stimmt These 2 entweder voll und ganz zu (89%) oder zumindest tendenziell (11%).

Die Nutzung des Klärschlammes in der Landwirtschaft (These 3) fand bei 42% der Befragten nur in der Vergangenheit statt. Ein Anteil von 24% räumt ihr eine Frist bis zum Jahr 2015 ein. Nur ein knappes Viertel sieht auch danach eine Möglichkeit der Ausbringung. Für die verbleibenden 11% stellt die Klärschlammausbringung weder in der Vergangenheit noch für die Zukunft eine Alternative zur Kreislaufführung von Phosphat dar.

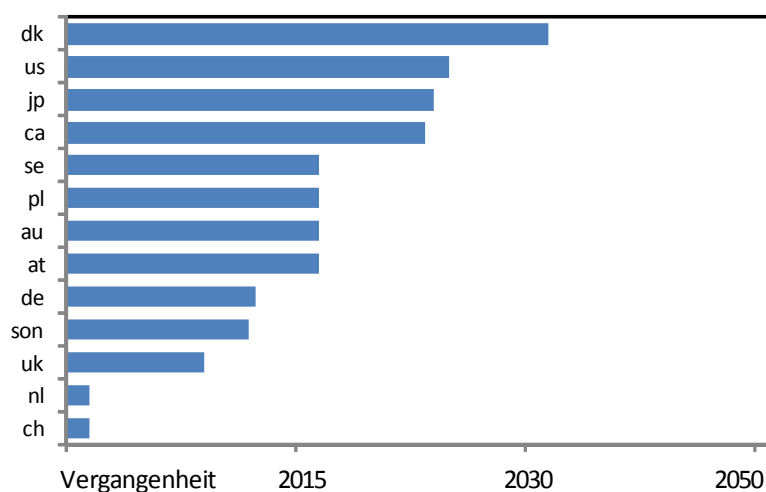


Abbildung 8.7: Länderspezifische durchschnittliche Einschätzungen zu These 3 (Nutzung des Klärschlammes in der Landwirtschaft). Es wurden nur Länder mit drei oder mehr Teilnehmern berücksichtigt

Deutlich erkennbar ist in Abbildung 8.7, dass in der Schweiz, den Niederlanden und im Vereinigten Königreich (UK) die Ausbringung von Klärschlamm nicht als Zukunftsoption gesehen wird. Der größere Anteil der deutschen Experten sieht das ebenso. Anders ist die Meinung in Dänemark, den USA, Japan und Kanada. Aufgrund der zum Teil geringen Teilnehmerzahl können allerdings keine allgemeingültigen länderspezifischen Aussagen getroffen werden.

Eine Rückgewinnung von mindestens 30% des über die direkte landwirtschaftliche Klärschlammnutzung hinausgehenden Phosphats (These 4) halten wenige (d. h. ca. 9% der) Experten bis 2015, die Mehrheit jedoch bis 2030 für realistisch. Nach Ländern differenziert zeigt sich hier eine deutliche Tendenz, wonach sich das P-Recycling jenseits der direkten Klärschlammnutzung innerhalb Europas früher durchsetzen wird als außerhalb.

Dabei wird sich nach Einschätzung von fast zwei Dritteln der Experten die Phosphatrückgewinnung aus Abwasser bereits bis zum Jahr 2030 aus wirtschaftlichen Gründen durchsetzen und günstiger sein als die Gewinnung aus fossilen Reserven (These 5). Die Rückgewinnung wird dabei entsprechend dem Zusatzvotum der Experten zu These 5 (in Abbildung 8.6 nicht dargestellt) vorwiegend in Industrieländern zur Anwendung kommen (ca. 60% der Nennungen). In Schwellen- und Entwicklungsländer wird ein geringeres Potenzial (30 bzw. 10%) gesehen, obwohl vor allem Entwicklungsländer angesichts steigender Rohstoffpreise vermutlich die größten Probleme haben werden, ihren Düngemittelbedarf zu decken. Dies mag daran liegen, dass die Experten an industrielle Rückgewinnungsverfahren denken, die für die Abwasserreinigungssysteme der Industrieländer entwickelt werden und in Entwicklungsländern kaum finanzierbar sind. Als Alternative kommt in Entwicklungsländern die Nutzung von Phosphor aus Klärschlamm durch direkte Ausbringung in der Landwirtschaft in Frage.¹⁴

Zunächst etwas erstaunlich ist die Art der Beantwortung der sechsten These, in der gefragt wird, ob Phosphatrückgewinnung nur durch politische Maßnahmen etabliert werden kann. Obwohl in These 5 die meisten Experten die P-Rückgewinnung ab 2030 als wirtschaftlich einsetzbar ansehen, bekunden in These 6 mehr als zwei Drittel der Experten, dass politische Maßnahmen (Förderung, Gesetze) für die Etablierung notwendig sind. Ein Grund dafür mag sein, dass die zurzeit und in Zukunft laufende Forschungsförderung als Voraussetzung für die Wirtschaftlichkeit ab dem Jahr 2030 angesehen wird.

¹⁴ Erstaunlich ist, dass mehr Experten ein Umsetzungspotenzial „nirgendwo“ (bei der geografischen Eingrenzung) sehen als „nie“ (bei der Bewertung der These selbst). Dabei haben die beiden Experten, die „Nie“ gewählt haben, bei der lokalen Eingrenzung keine Angaben gemacht (also auch nicht „Nirgendwo“ gewählt). Die 18 Antworten „Nirgendwo“ haben zu 11% (2 Antworten) „2015“ und jeweils 28% (jeweils 5 Antworten) „2030“, „2050“ oder „später“ angekreuzt. Vier Experten haben alle Ländergruppen und „Nirgendwo“ angeklickt; diese meinten vermutlich eigentlich „überall“. Die anderen 14 „Nirgendwo“ haben bis auf eine Ausnahme kein anderes Land gewählt. Es bleibt also unklar, was dies bedeutet.

Durch eine Korrelationsanalyse zwischen Befürwortern früher Wirtschaftlichkeit (These 5) und politischer Fördermaßnahmen (These 6) wurde untersucht, ob zwischen beiden ein Gegensatz oder eine Synergie vorliegt. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,02$ war allerdings keine Korrelation erkennbar. Die Experten sehen also weder einen Widerspruch zwischen einer frühen Wirtschaftlichkeit und dem Bedarf an politischen Fördermaßnahmen, noch glauben sie, dass eine Förderung zwangsläufig Wirtschaftlichkeit nach sich zieht.

Noch geringer ist die Korrelation zwischen den Antworten zu den Thesen 2 und 6 ($R^2 = 0,004$). D. h. zwischen der persönlichen Überzeugung und dem Wunsch nach staatlichem Eingriff besteht kein Zusammenhang.

Im Vergleich zu den vorangegangenen Korrelationsanalyse ist der Zusammenhang der Antworten zu These 4 und 5 deutlich erkennbar ($R^2 = 0,249$). Die Experten, die eine frühe Einführung von mehr als 30% P-Rückgewinnung in ihrem Land sehen, sind tendenziell auch der Meinung, dass sich die Phosphatrückgewinnung aus wirtschaftlichen Gründen früh durchsetzen wird.

8.4.1.1 Bewertungen der Experten mit hoher Fachkenntnis

In allen Fällen unterscheiden sich die Bewertungen der Experten mit hoher Fachkenntnis nur geringfügig (um durchschnittlich weniger als 0,25 Bewertungsstufen) von den übrigen. In den meisten Thesen werden die Vorlieben aller Experten von den besonders fachkundigen Teilnehmern noch deutlicher zum Ausdruck gebracht. Nur bei der eher normativen These 2 ist die Befürwortung letzterer etwas geringer.

8.4.1.2 Kommentare zum Thesenblock 1

Folgende Kommentare wurden von den befragten Experten am Ende des ersten Thesenblocks zusätzlich gemacht: Einige Experten merken an, dass besonders die abnehmende Qualität der Rohphosphate den Bedarf an Recycling-Phosphaten erhöhen wird. Mehrere Kommentare besagen, dass P-Recycling langfristig wirtschaftlich sein wird, eine Förderung zum jetzigen Zeitpunkt jedoch wichtig ist. Außerdem wird die Ablehnung von phosphatreichen Produkten aus der Abwasserwirtschaft durch die Phosphatindustrie (Baltic 21 Konferenz) kritisiert. Hier wird gefordert, dass die Industrieprozesse frühzeitig an die Verarbeitung von Recyclingprodukten angepasst werden. Das Thema „Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft“ wird aufgrund der Schadstoffproblematik negativ kommentiert. In muslimischen Ländern könnten Probleme beim P-Recycling in der Landwirtschaft auftreten, da dort kein Urin bzw. aus Urin bzw. Fäkalien produzierte Stoffe zur Nahrungsmittelproduktion eingesetzt werden dürfen. Ein paar Experten sind der Ansicht, dass Gülle ein besserer Ansatzpunkt für das P-Recycling ist als das Abwasser.

8.4.2 Thesenblock 2: „Erfolgspotenzial der Phosphatrückgewinnung aus Abwasserbehandlung und Klärschlamm“

Thesenblock 2 wurde mit folgender Aussage eingeleitet:

„Verschiedene Verfahrenskonzepte zur Phosphatrückgewinnung sind derzeit in Forschung und Entwicklung, einige haben sich bereits in der Praxis bewährt. Nachfolgend bitten wir Sie um Ihre Einschätzung zum Erfolgspotenzial von Verfahren zur Phosphatrückgewinnung aus der flüssigen Phase der Abwasserbehandlung und aus Klärschlamm.“

Die Bewertungen der 6 zum Block gehörigen Thesen sind in Abbildung 8.8 dargestellt.

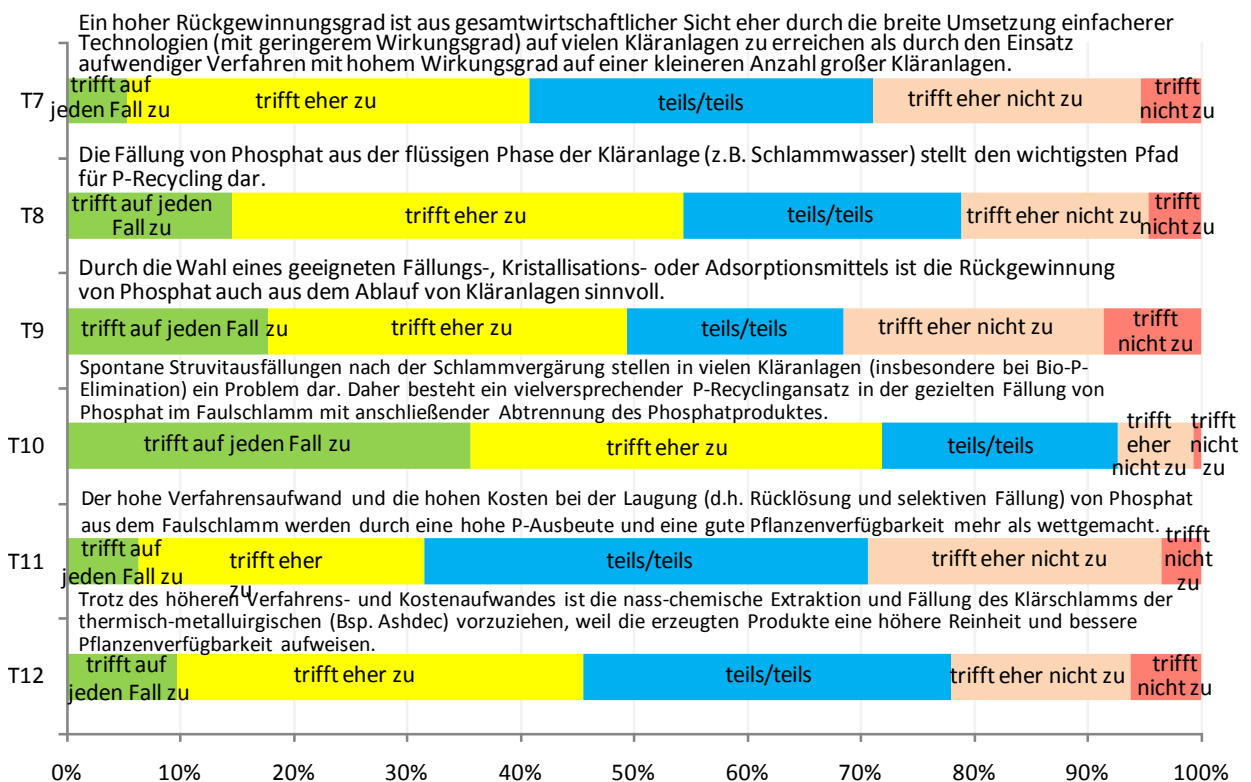


Abbildung 8.8: Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 2

In These 7 wurden die Experten nach ihrer generellen Einschätzung gefragt, ob sich unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten eher einfache Verfahren mit weiter Verbreitung als Verfahren die an einzelnen Standorten konzentriert sind, durchsetzen werden. Die Anzahl der Experten, die dieser These zustimmen, ist etwas größer als die Zahl derer, die sie ablehnen. Allerdings ist die Anzahl der Experten, die der These voll zustimmen oder sie voll ablehnen, sehr klein. Dies deutet auf eine gewisse Unsicherheit der Antwort hin. In These 8 betätigt sich jedoch diese Tendenz. Hier ist die Mehrzahl der Experten (in vollem Umfang oder eher) der Ansicht, die flüssige Phase – ein eher einfaches Verfahren – stelle den wichtigsten Pfad für das P-Recycling aus Abwasser dar.

Kontrovers ist die Expertenmeinung bei dem Thema Rückgewinnung aus dem Kläranlagenablauf (These 9). Knapp die Hälfte der Experten bewertet diese Möglichkeit positiv, während

ein Drittel der Experten überzeugt ist, dass dies keinen geeigneten Ansatzpunkt für eine Rückgewinnung darstellt, und fast ein Fünftel von ihnen unentschieden ist. Bei den Experten mit hoher Fachkenntnis sind die positiven und negativen Bewertungen sogar nahezu ausgeglichen. Daraus spricht die Überzeugung, dass nicht die Fällung aus dem Ablauf (These 9) allein, sondern aus anderen flüssigen Phasen (z. B. Schlammwasser) als besonders aussichtsreicher Ansatz angesehen wird.

In der Auswertung der These 10 ist ausdrückliche Zustimmung der Experten zu erkennen. Struvitausfällung bei der Bio-P-Elimination ist demnach ein großes Problem, und die Fällung von Phosphat im Faulschlamm ist ein vielversprechender Ansatz, um dieses Problem zu lösen. Die Eindeutigkeit der Antwort und die Andeutung einer Korrelation zu den Bewertungen der generellen These 8 ($R^2 = 0,11$) lässt vermuten, dass von vielen Experten nicht realisiert wurde, dass mit dieser Frage der Einsatz eines sehr speziellen Verfahrens (Fällung im Faulschlamm mit *anschließender* Abtrennung, z. B. Berliner Verfahren) eruiert wurde. Stattdessen zielten die Experten vermutlich generell auf die Fällung des Phosphats aus Schlamm (inklusive Schlammwasser) ab, was die deutliche Favorisierung der Fällung im Schlamm mit anschließender Abtrennung gegenüber Verfahren mit der Struvitfällung aus Schlammwasser erklärt.

Uneindeutig sind die Expertenurteile wiederum darüber, ob der hohe Verfahrensaufwand und die hohen Kosten bei der Laugung durch hohe P-Ausbeute und gute Pflanzenverfügbarkeit wettgemacht werden (These 11). Ähnlich wie bei der etwas positiveren Bewertung der Rückgewinnung aus dem Ablauf (These 9) ist die Bewertung hier nicht als Unentschiedenheit zu interpretieren, sondern als Koexistenz zweier Gruppen mit konträren Überzeugungen (siehe Abbildung 8.9). Dabei deutet die deutliche Korrelation ($R^2 = 0,263$) zwischen den Antworten zu These 10 und These 11 darauf hin, dass vor allem diejenigen Experten die Laugung von Phosphat aus dem Klärschlamm trotz des Kostennachteils (These 11) befürworten, die sich auch für die P-Fällung im Faulschlamm als Lösung des Problems der Struvitablagerungen (These 10) ausgesprochen hatten.

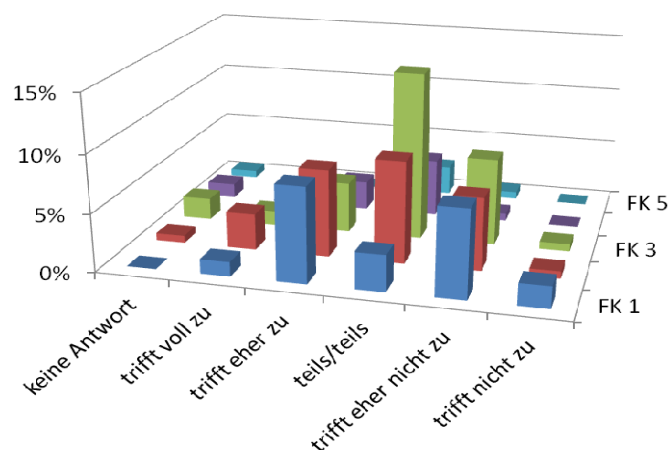


Abbildung 8.9: Beantwortung der These 11 mit Angabe der Fachkenntnis der Befragten (FK1 = hohe Fachkenntnis ... FK5 = geringe Fachkenntnis)

Ein Vergleich der Antworten von These 8 und 11 zeigt eine verhältnismäßig gute Korrelation ($R^2 = 0,174$). Unabhängig von dem jeweils großen Mittelbereich (Antwort „teils/teils“) weichen die „Extremantworten“ nur wenig voneinander ab. Dies bedeutet, dass die Experten, die die flüssige Phase als wichtigsten Pfad für die Rückgewinnung sehen, auch der Meinung sind, dass die höhere P-Ausbeute und Pflanzenverfügbarkeit von Produkten auch die nass-chemische Rückgewinnung aus Faulschlamm rechtfertigen.

In These 12 stimmt knapp die Hälfte der Experten der These zu, dass aufwändige Extraktionsverfahren vorzuziehen sind, wenn die Produkte eine bessere Qualität erreichen. Hier wird also für Qualität vor Wirtschaftlichkeit gestimmt. Diese Antwort ist im Konflikt zwischen möglichst geringem Aufwand eines Verfahrens und möglichst hoher Produktqualität als generelles Votum dafür zu verstehen, dass die Qualität der entscheidende Faktor ist. Allerdings stimmen immerhin 22% (und sogar 27% der Experten mit hoher Fachkenntnis) gegen diese These. Sie sind also der Überzeugung, dass sich der höhere Aufwand für die nass-chemische Extraktion und Fällung nicht lohnt, weil die erzeugten Produkte keine höhere Reinheit und bessere Pflanzenverfügbarkeit aufweisen (vgl. auch die Kommentare zu diesem Thesenblock).

8.4.2.1 Bewertungen der Experten mit hoher Fachkenntnis

Die Experten mit hoher Fachkenntnis stehen den Thesen 7 bis 9 im Durchschnitt geringfügig skeptischer gegenüber. Auffällig ist jedoch in allen Thesen, dass sie deutlicher Stellung beziehen. So ist der Anteil der Befürworter unter den kenntnisreichen Experten in These 10 noch größer als in der Gesamtheit aller Experten. Besonders auffällig ist in den Thesen 11 und 12, dass es bei den Experten mit hoher Fachkenntnis zu einer Divergenz der Bewertungen kommt. D. h. der Anteil derer, die der These voll zustimmen oder sie voll ablehnen, ist größer als bei allen Experten und der Anteil der teils/teils-Bewertungen geringer (Vgl. hierzu Abbildung 8.9).

8.4.2.2 Kommentare zu Thesenblock 2

Am Ende dieses Thesenblocks merkten einige Experten an, dass die Qualität der Ash Dec-Produkte bereits verbessert wurde und mit den Produkten aus der nass-chemischen Fällung vergleichbar ist. Ein weiterer Kommentator wünscht, dass einfachere Rückgewinnungstechnologien mit niedrigem Rückgewinnungsgrad weiter verfolgt werden sollten, da sie auch für ärmere Länder geeignet sind. Einige Kommentare weisen darauf hin, dass die Rückgewinnung aus Asche vorzuziehen ist, weil sie als einzige Methode den im Schlamm enthaltenen Phosphor fast komplett nutzbar macht. In anderen Kommentaren wird die Pflanzenverfügbarkeit der thermischen P-Produkte hinterfragt.

8.4.3 Thesenblock 3: „Potenziale der Rückgewinnung aus Klärschlamm- asche“

Den sechs Thesen des dritten Thesenblocks wurde folgende Einleitung vorangestellt:

„Der Umgang mit Klärschlamm ist eine der wichtigsten Randbedingungen für die Umsetzung von Phosphatrückgewinnung. Sollte der Anteil der Verbrennung zunehmen, so könnte die Asche das Ausgangsprodukt für eine Phosphatrückgewinnung sein. Wir sind daher sehr an Ihrer Meinung zu folgenden Themen interessiert.“

Die Bewertungen der Thesen des dritten Blocks sind in Abbildung 8.10 dargestellt.

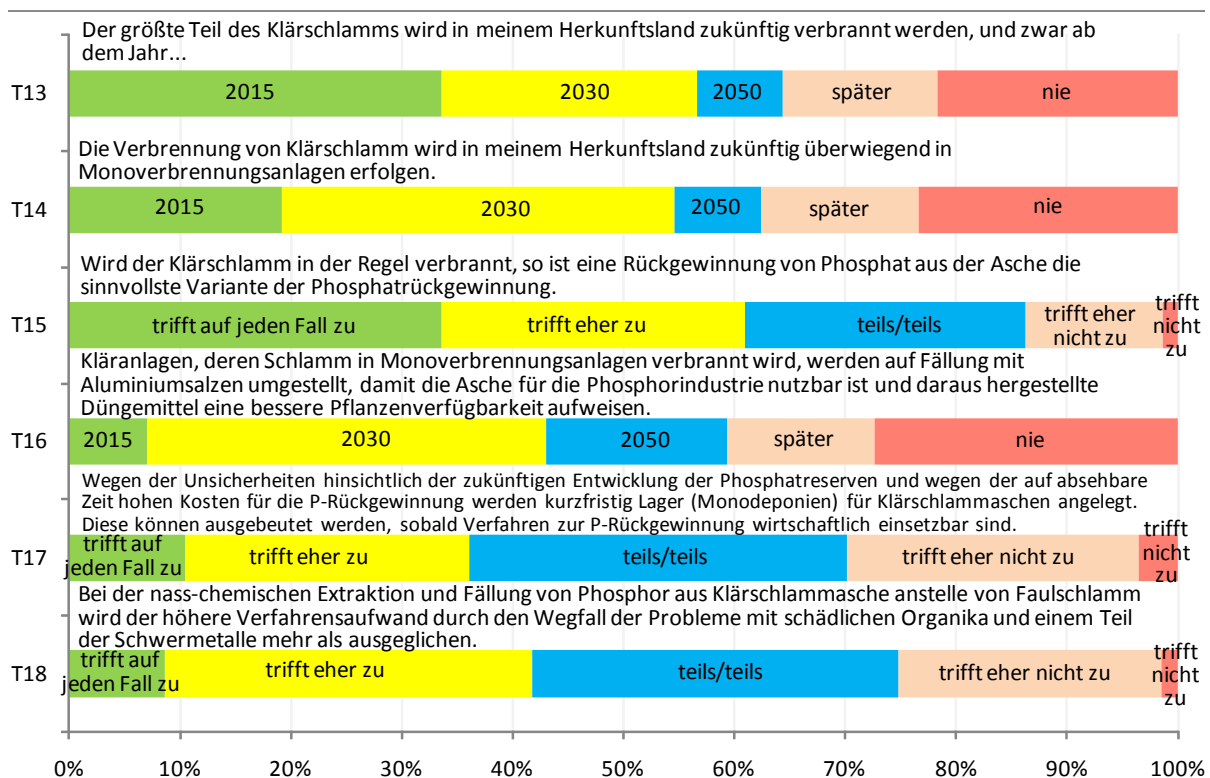


Abbildung 8.10: Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 3

Für die Nutzung von Klärschlammaschen zur P-Rückgewinnung ist der Anteil der Verbrennung von Klärschlamm äußerst wichtig. These 13 ergab eine zweigeteilte, divergierende Antwortverteilung. In den Ländern der meisten Befragten wird Klärschlamm bereits ab 2015 (34%) oder 2030 (23%) verbrannt. Wenige Experten (8%) sehen eine Verbrennung ab 2050 für ihr Herkunftsland voraus, hingegen ist mit 35% wieder eine Mehrzahl von Experten der Meinung, es werde später oder nie zu einer Schlammverbrennung in ihrem Land kommen. Bemerkenswerterweise fällt das Votum der Experten mit hoher Fachkenntnis wesentlich deutlicher zugunsten einer Klärschlammverbrennung bis 2015 bzw. 2030 aus (fast 80%), wogegen hier nur 17% für „später“ oder „nie“ stimmen.

Bei einer nach Ländern differenzierten Betrachtung der Antworten (s. Abbildung 8.11) bestätigt sich, dass in Österreich, Deutschland, der Schweiz und den Niederlanden bereits heute in der Klärschlammverbrennung eine der Hauptverbringungsoptionen gesehen wird. In

Schweden, Frankreich, Australien, den USA, Kanada und England wird dagegen in der Klärschlammverbrennung in naher Zukunft keine generelle Behandlungsoption gesehen. Vor allem für Frankreich und Australien kann jedoch aufgrund der geringen Anzahl an Antworten aus diesem Land keine allgemeingültige Aussage getroffen werden.

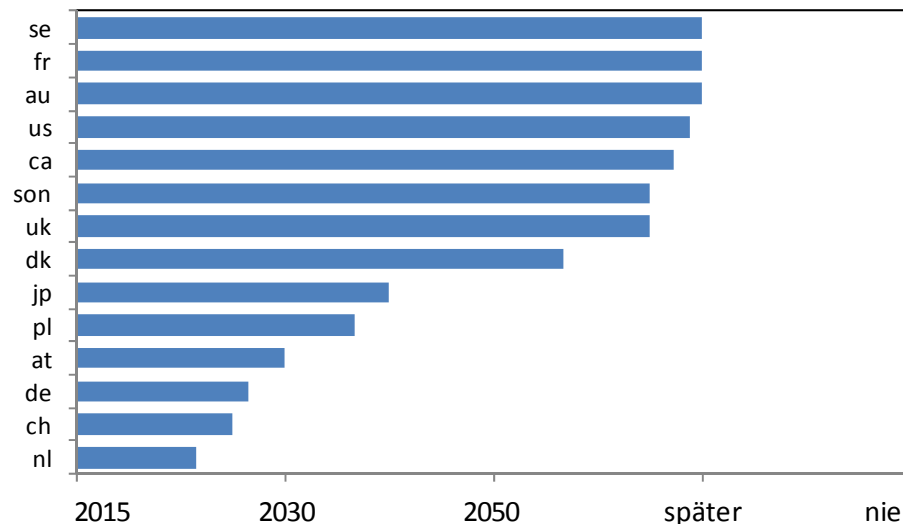


Abbildung 8.11: Verteilung der Mittelwerte der Einschätzung von These 13 nach Land geordnet. In der Darstellung sind Länder mit drei oder mehr Teilnehmern erfasst.

Bei der Teilfrage, in welchen Ländern sich Klärschlammverbrennung durchsetzen wird, wurden wie erwartet, Industrieländer (72%) vor Schwellenländern (30%) genannt. In Entwicklungsländern wurde von 5% der Teilnehmer Potenzial zur Klärschlammverbrennung ab 2050 gesehen. Diese Antwort ist wegen der hohen infrastrukturellen Voraussetzungen nachvollziehbar.

Eine Zweiteilung der Antworten ergab sich ähnlich wie bei These 13 auch bei These 14. Hier waren 19 bzw. 35% der Experten der Meinung, dass bereits ab 2015 bzw. 2030 die Verbrennung in Monoverbrennungsanlagen erfolgen wird. Nur 8% sehen 2050 als Zeitpunkt für einen Wechsel zu diesem Entsorgungsansatz, wogegen wieder fast 38% der Experten für „später“ oder „nie“ (23%) votierten. Auch hier fiel das Votum der Experten mit hoher Fachkenntnis deutlicher (aber nicht so deutlich wie in These 13) zugunsten der baldigen Monoverbrennung aus.

Die Korrelationsanalyse bestätigt den Zusammenhang der Antworten zu These 13 und 14 deutlich ($R^2 = 0,55$). Daraus lässt sich schließen, dass in den meisten Ländern, in denen den Expertenvoten entsprechend eine Klärschlammverbrennung eingeführt wird, eine Monoverbrennung als sinnvoll erachtet wird. Der Pfad P-Rückgewinnung aus Asche wäre in diesem Fall offen.

Viel Zustimmung erhält die These 15, wonach die Rückgewinnung aus der Asche die sinnvollste Variante der P-Rückgewinnung ist, wenn Klärschlamm sowieso verbrannt wird.

Hier kommt es jedoch zu einem Widerspruch zu den Antworten in Thesenblock 2, denen zufolge eher einfachere Technologien (Schlammwasserrecycling) bevorzugt werden. Ein Widerspruch explizit zu den Verfahren aus These 8 und These 11 ergibt sich allerdings insofern nicht, als die individuellen Antworten zu These 15 keine Korrelationen zu denen von These 8 und 11 zeigen ($R^2 = 0,017$ bzw. $0,045$). Dies spricht dafür, dass die Experten jeweils die ihnen bekannten (und von ihnen bevorzugten) Verfahrenspfade positiv bewerten. Eine weitere Interpretation der Ergebnisse könnte darin bestehen, dass die Rückgewinnung aus der Asche an die (einschränkende) Bedingung geknüpft ist, dass Verbrennung bereits stattfindet. Demzufolge wäre aus der Kombination der Thesen 8, 12 und 15 das Votum abzuleiten, dass möglichst wenig aufwändige Verfahren zu bevorzugen sind, dass aber, wenn Verbrennung ohnehin stattfindet, auch die Rückgewinnung aus der Asche in Betracht zu ziehen ist – alles aber mit der Einschränkung, dass eine ausreichende Produktqualität auf jeden Fall gegeben sein muss.

Schwierig zu bewerten ist das Ergebnis der These 16, in der nach der Umstellung der Kläranlagen auf P-Eliminierung mit Al-Salzen und Nutzung der Al-Aschen in der P-Industrie gefragt wird. Nach dem sehr eindeutigen Votum für die Nutzung der Asche zur P-Rückgewinnung ist es erstaunlich, dass die These 16 anscheinend für viele Experten schwer zu beantworten ist. Auf diese Fragen gaben überdurchschnittlich viele Experten keine Antwort (18%). Bei den Experten, die eine Bewertung abgaben, variierten diese unabhängig vom Grad der Fachkenntnis sehr stark. Eine Zuspitzung auf eine oder zwei divergierende Bewertungen durch die Experten mit hoher Fachkenntnis fand hier im Gegensatz zu vielen anderen Thesen nicht statt.

Insgesamt sehen 43% der Experten in der Umstellung der Fällung zur besseren Aschenutzung in der P-Industrie ab 2015 oder 2030 eine Chance. Gleichzeitig sehen fast ebenso viele Experten (41%) darin erst nach 2050 oder „nie“ eine Lösung. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu dem Eindruck, den man auf der P-Recycling-Konferenz in Vancouver gewinnen konnte, wonach die Nutzung von Al-gefällten Aschen in der P-Industrie eine Lösung sei, die auf breite Zustimmung trifft. Zur Erklärung dieses Widerspruchs wurde in einem Interview die Vermutung geäußert, es könne auch vom jeweiligen Länderkontext abhängen, ob die Fällung mit Aluminiumsalzen in Erwägung gezogen wird. In England bspw. bestünden gegenüber der Verwendung von Aluminium in Düngemitteln und seiner Ausbringung in der Natur große Vorbehalte (u. a. wegen der vermuteten Rolle von Aluminiumkomplexen bei der Entstehung von Alzheimer-Erkrankungen). Die daraufhin durchgeführte differenzierte Betrachtung der Antworten in Abhängigkeit von den Herkunftsländern der Teilnehmer ergibt ebenfalls keine Hinweise auf einen Trend, da auch hier die Streuungen in allen Fällen sehr hoch sind

Auch mit der These 17 konnte keine eindeutige Aussage erreicht werden. Die Befürworter von Monodeponien überwiegen im Vergleich zu den Gegnern. Die meisten Experten legen sich jedoch nicht fest und antworten mit „teils/teils“. Der hohe (und bei Experten mit hoher

Fachkenntnis nur leicht abnehmende) Anteil der unentschiedenen Experten ist möglicherweise dadurch begründet, dass sie bereits in naher Zukunft die Etablierung von Rückgewinnungsverfahren sehen und die „Zwischenlösung“ Monodeponie nicht für notwendig erachten.

Eine Korrelationsanalyse zwischen Befürwortung bzw. Ablehnung von Monodeponien (These 17) und der negativen bzw. positiven Einschätzung der Etablierung der P-Rückgewinnung aus Wirtschaftlichkeitsgründen (These 5) ergab kein eindeutiges Ergebnis. Eine Ablehnung (oder Befürwortung) der Monodeponie-Lösung kam also nicht unbedingt von den Experten, die eine wirtschaftliche Etablierung in naher (ferner) Zukunft sehen.

Die meisten Experten stimmen zu, dass sich der höhere Verfahrensaufwand der chemischen Extraktion und Fällung aus Asche lohnt (These 18), wenn dadurch Probleme durch die Belastung des Phosphats mit Organika und Schwermetallen wegfallen. Das Votum für die Vermeidung von Problemen durch Organika und Schwermetalle kann als Plädoyer für die Rückgewinnung aus Asche anstelle von Faulschlamm bei dem nasschemischen Verfahrensansatz angesehen werden. Dieses Ergebnis wird durch eine differenzierte Betrachtung der Einschätzung von These 18 und der Einschätzung der eigenen Fachkenntnis bestärkt (s. Abbildung 8.12). Von den Befragten, die sich in diesem Thesenblock mit einer hohen Fachkenntnis einschätzen, wurde eine klare Zustimmung mit verhältnismäßig geringer Streuung abgegeben. Von Experten, die ihre eigene Fachkenntnis in diesem Thesenblock als mittel bis gering einschätzen, wurde dagegen weder Zustimmung noch Ablehnung bekundet.

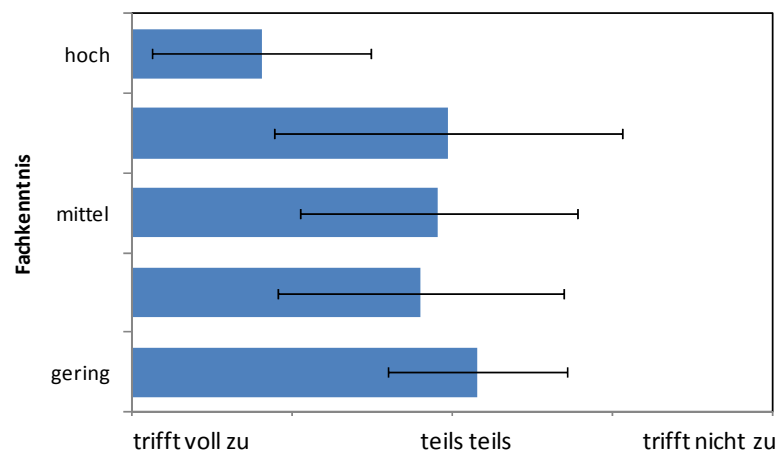


Abbildung 8.12: Zusammenhang zwischen den Bewertungen von These 18 und der Fachkompetenz der Experten

Bei einem Vergleich der Antworten von These 18 zu These 15 ist ein Zusammenhang gut erkennbar ($R^2 = 0,197$). Die Experten, die die Rückgewinnung aus Asche befürworten, sind auch der Meinung, dass die Vermeidung von Schadstoffproblemen den höheren Aufwand rechtfertigt.

8.4.3.1 Bewertungen der Befragten mit hoher Fachkenntnis

Im dritten Thesenblock gab es im Vergleich zur Gesamtheit bei allen Thesen deutlichere Abweichungen der Antworten von Befragten, die sich mit hoher Fachkenntnis einschätzten. Bei These 13 bis 16 betrug der Unterschied im Mittel zwischen 0,25 und 0,7 Bewertungspunkte zugunsten einer Zustimmung bzw. des früheren Zeitpunkts.

8.4.3.2 Kommentare zum Thesenblock 3

Im Anschluss an Thesenblock 3 merken einige Experten an, dass die Extraktion aus Asche weniger aufwändig sei als die Extraktion aus Klärschlamm. Ein weiterer Kommentar plädiert für die direkte Klärschlammnutzung, da dabei im Gegensatz zur Verbrennung die organische Substanz nicht zerstört wird. Viele Experten merken an, dass Aluminiumphosphat nur für die Weiterverwendung in der P-Industrie geeignet ist und nicht direkt als Dünger zum Einsatz kommen kann.

8.4.4 Thesenblock 4: „Phosphatrückgewinnung im Kontext eines Systemwandels in der Wasser- und Abwasserwirtschaft“

Dem abschließenden vierten Thesenblock war folgende Aussage vorangestellt:

„Der Ausbau von Sanitärsystemen in Schwellen- und Entwicklungsländern stellt vor allem im Falle gleichzeitigen Wassermangels die Siedlungswasserwirtschaft vor neue Herausforderungen. Bitte teilen Sie uns mit der Bewertung der folgenden Thesen mit, inwieweit Sie darin Ansätze für einen Systemwandel in der Wasser- und Abwasserwirtschaft sehen.“

Die Zusammenfassung der Antworten der einzelnen Thesen des vierten Thesenblocks ist in Abbildung 8.13 dargestellt. Fast zwei Drittel der Experten sind mit Blick auf These 19 der Meinung, dass die Nährstoffrückgewinnung semi- oder dezentral durchgeführt werden soll, wenn in Schwellen- und Entwicklungsländern durch Wasserknappheit Stoffströme in Zukunft in konzentrierterer Form anfallen. Deutlich weniger Zustimmung von Seiten der Experten (knapp 48%) gibt es zu These 20, dass die Trennung von Stoffströmen die geeignete Zukunftslösung sei. Gut ein Fünftel steht der Stoffstromtrennung skeptisch gegenüber. Der Unterschied zwischen den Thesen 19 und 20 besteht vor allem in den jeweiligen Anwendungsländern: Entwicklungs- und Schwellenländer werden hier als die bevorzugten Zielländer angesehen.

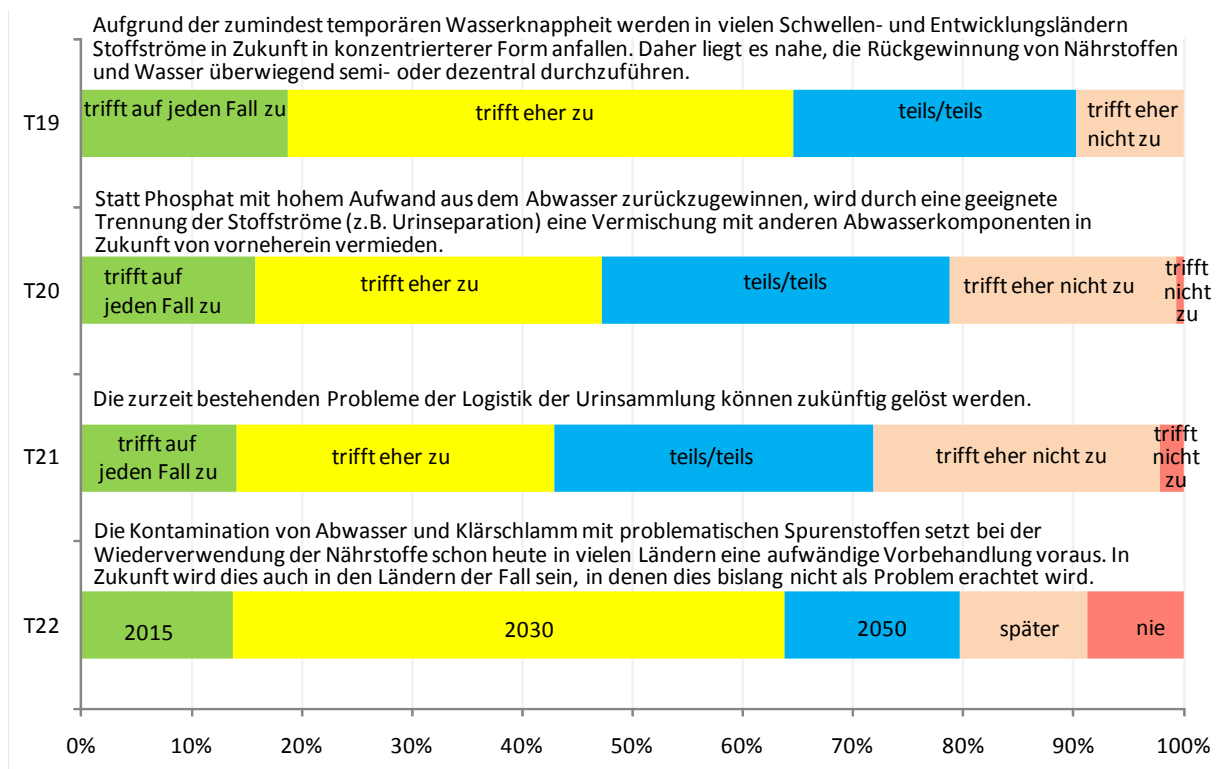


Abbildung 8.13: Expertenmeinungen zu den Thesen des Thesenblocks 4

Die Möglichkeit, die Probleme der Urinsammlung zu lösen, wird uneinheitlich beurteilt. Während 43% der Experten der Meinung sind, die Probleme können gelöst werden, bezweifeln dies 28%. Vor allem unter den Personen, die sich in diesem Thesenblock keine hohe Fachkenntnis zugeordnet haben, befinden sich Skeptiker (s. Abbildung 8.14). Bei Personen, die ihre Fachkenntnis als „groß“ eingestuft haben, gibt es eine deutliche Zustimmung, dass Probleme der Urinlogistik zukünftig gelöst werden können (49%).

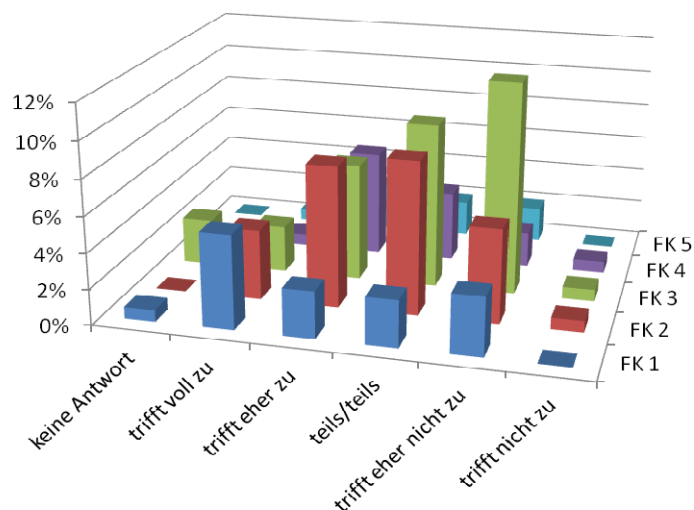


Abbildung 8.14: Differenzierung der Antworten zu These 21 nach Fachkompetenz der Befragten (FK1 = hohe Fachkenntnis ... FK5 = geringe Fachkenntnis)

In These 22 wird von den Experten geschätzt, dass sich im Jahr 2030 wesentlich mehr Länder als heute mit den Problemen der Kontamination von Abwasser und Klärschlamm mit problematischen Spurenstoffen auseinandersetzen und eine Vorbehandlung für die Wiederverwendung der Nährstoffe einführen müssen. Basierend auf dieser Annahme kann davon ausgegangen werden, dass die zurzeit entwickelten Technologien aufgrund des Bedarfs in Schwellen- und Entwicklungsländern in ca. 20 Jahren gute Exportchancen haben werden.

Stoffstromtrennung wird sich den Experten zufolge vor allem in Gebieten mit Wassermangel durchsetzen (63% der Experten bei der Möglichkeit von Mehrfachnennungen) (These 23). Darüber hinaus sehen die Experten die Umsetzung dieser Technologien vor allem in Industrieländern (53%), gefolgt von Schwellenländern (40%). In Entwicklungsländern wird diese Technologie am wenigsten als Lösungsmöglichkeit angesehen (34%). Nur 6% der Experten glauben, dass sie sich nirgendwo durchsetzen wird.

8.4.4.1 Bewertungen der Befragten mit hoher Fachkenntnis

Die Bewertungen der Experten mit hoher Fachkenntnis unterscheiden sich in diesem Thesenblock meist nur geringfügig (maximal 0,1 Bewertungsstufen) von denen der Gesamtheit. Nur bei These 20 ist die Skepsis im Durchschnitt um eine Viertel Bewertungsstufe größer.

8.4.4.2 Kommentare zu Thesenblock 4

In Thesenblock 4 fügten die Experten als Kommentare hinzu, dass Urinsammlung und -verwertung in Entwicklungsländern gefördert und besser bekannt gemacht werden sollte. In Industrieländern ist Stoffstromseparation nach Expertenmeinung nur bei Neubauprojekten sinnvoll. Einige Experten meinen, dass sich Urinsammlung eher für ländliche Gegenden eignet, andere Experten sind der Meinung, dass z. B. Hochhäuser gut für die Gewinnung von Phosphat aus Urin geeignet sind.

8.5 Zusammenfassung der Ergebnisse der Befragung

Insgesamt konnten einige wichtige Erkenntnisse aus der Expertenbefragung gewonnen werden.

Die Mehrheit der Experten ist der Meinung, dass Phosphorrückgewinnung spätestens im Jahr 2030 in den Industrieländern Einzug halten wird und dass sie dann wirtschaftlich tragfähig sein wird. Um dieses Ziel zu erreichen, erscheint es den Experten notwendig, die Einführung von Verfahren der P-Rückgewinnung jetzt durch geeignete politische Maßnahmen zu unterstützen. Der Nutzung des Phosphats durch Ausbringung des Klärschlammes auf landwirtschaftlichen Flächen wird demgegenüber in Zukunft eine geringere Bedeutung beigemessen.

Bei der Einführung eines flächendeckenden P-Recyclings sehen die meisten Experten die Umsetzung einfacher Verfahren an vielen (auch kleineren Standorten) als wahrscheinlicher an als die Umsetzung komplexer Verfahren in zentralen Anlagen. P-Recycling aus der flüssigen Phase, vor allem aus Schlammwasser, wird in diesem Zusammenhang als besonders relevantes Verfahren eingestuft.

Schlammverbrennung wird sich in vielen Industrieländern etwa im gleichen Zeitraum wie die Phosphatrückgewinnung etablieren. Im Zuge dessen wird auch die Phosphatrückgewinnung aus Asche (obwohl ein verfahrenstechnisch aufwendiges Verfahren) an Bedeutung zunehmen. Im Vergleich zwischen Aufbereitung aus Faulschlamm oder aus Asche scheint die Asche bevorzugt zu werden.

Eindeutig geht aber aus den Voten der Experten hervor, dass die Qualität der aus den Verfahren hervorgehenden Produkte in jedem Fall wichtiger ist als wirtschaftliche oder verfahrenstechnische Aspekte. Bei der Produktion von Düngemittel ist ein möglichst sauberes Produkt mit optimaler Pflanzenverfügbarkeit das Ziel.

Stoffstromtrennung und die Rückgewinnung von Phosphat aus Urin sehen die meisten Experten besonders in Gebieten mit Wassermangel als Zukunftsoption. Die derzeit bestehenden Logistikprobleme werden als kritischer Punkt gesehen, vor allem aber von Experten mit hoher Fachkenntnis als lösbar angesehen. Die Technik wird sich nach Expertenmeinung eher in industrialisierten Ländern als in Entwicklungsländern etablieren.

Interessanterweise wird sich nach Meinung der Experten die direkte Wiederverwendung von Nährstoffen in vielen Ländern aufgrund der zunehmenden Bedeutung der Spurenstoffproblematik erschweren und den Technologien zur Nährstoffrückgewinnung neue Marktchancen bieten.

9 Zukunftschancen durch Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien für Deutschland

Christian Sartorius, Felix Tettenborn, Karlsruhe

9.1 Einleitung

In den vorangegangenen Kapiteln wurde gezeigt, dass es eine ganze Reihe von vielversprechenden Ansätzen zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser gibt und die Experten dieser Technologie für die Zukunft ein großes Potenzial zuschreiben. Im vorliegenden Kapitel 0 geht es in diesem Zusammenhang darum, die wirtschaftlichen Aspekte und Perspektiven der Rückgewinnung von Phosphor aus kommunalen Abwässern und Klärschlamm genauer zu beleuchten und insbesondere das daraus resultierende Potenzial für die deutsche Wirtschaft zu identifizieren.

Das Vorgehen ist dabei folgendes: Nach einer kurzen Identifizierung der aussichtsreichsten Technologiestränge zur P-Rückgewinnung in Kapitel 9.2 wird in den Kapiteln 9.3 und 9.4 untersucht, wie hoch die möglichen Kapazitäten an P-Rückgewinnungsanlagen sind, die bis zum Jahr 2030 vor allem in Deutschland errichtet werden könnten, und wie groß dementsprechend das Marktpotenzial sein könnte, von dem deutsche Hersteller der entsprechenden Anlagentechnologie profitieren könnten. In Kapitel 9.5 wird daraufhin untersucht, wann und unter welchen Bedingungen damit zu rechnen sein könnte, dass die Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm auch wirtschaftlich mit der Düngemittelherstellung aus geogenem Rohphosphat gleichziehen könnte. Davon hängt es letztlich ab, ob ein verstärktes Engagement in diesen Technologien aus wirtschaftlicher Sicht überhaupt sinnvoll ist. Die Sinnhaftigkeit eines solchen Engagements ist aus Sicht der deutschen Bundesregierung außerdem davon abhängig, ob die deutsche Forschungslandschaft und deutsche Unternehmen überhaupt bereit sind, sich diesem Thema anzunehmen. Hierzu werden in Kapitel 9.6 die wichtigsten Zusammenhänge analysiert. Schließlich wird in Kapitel 9.7 untersucht, ob die Voraussetzungen für die Existenz eines Lead-Marktes vorliegen, der es der deutschen Industrie längerfristig und über die Grenzen der eigenen Volkswirtschaft hinaus ermöglichen könnte eine Vorreiterrolle einzunehmen. Letzteres hat Rückwirkungen darauf, wie viele Ressourcen eine Regierung bereit ist in die Entwicklung eines neuen Marktes für die eigene Industrie zu stecken. Kapitel 9.8 fasst die Ergebnisse zusammen und gibt einen Ausblick.

9.2 Wirtschaftliche Entwicklungspotenziale verschiedener Technologieansätze

In Deutschland wurde innerhalb des vergangenen Jahrzehnts eine Vielzahl von Verfahrensansätzen entwickelt, mit deren Hilfe Phosphor (bzw. Phosphat), welches mit dem Abwasser in die Kläranlagen gelangt, aus dem Abwasser oder Klärschlamm entfernt und für eine

weitere Nutzung z. B. in der Landwirtschaft zurückgewonnen werden kann. Kapitel 8.2 und Abbildung 8.3 führen einen Großteil der bekannten Verfahren auf und machen gleichzeitig die Grundprinzipien deutlich, auf denen alle Recyclingansätze aufsetzen.

Diese Grundprinzipien orientieren sich einerseits an der Quelle des Phosphats innerhalb des Abwasserbehandlungsprozesses (Kläranlagenablauf, Schlammwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche) und an dem Verfahren, mit dem das Phosphat dem Abwasser bzw. Klärschlamm entzogen wird.

- (1) Am „einfachsten“ hinsichtlich der Prozessführung ist die Fällung oder Adsorption von Phosphat aus dem Kläranlagenablauf, da hier fast alle Begleitstoffe bereits entfernt sind und im Wesentlichen nur eine Anreicherung durchgeführt werden muss. Nachteil ist, dass das Phosphat in sehr verdünnter Form vorliegt und die Ausbeute gering ist, was sich auf die Wirtschaftlichkeit der Verfahren (z. B. Recyphos, Phosiedi) negativ auswirkt.
- (2) Im Schlammwasser liegt Phosphat in konzentrierterer Form vor, es muss im Vergleich zur Rückgewinnung aus dem Ablauf (1) aber ein gewisser Zusatzaufwand betrieben werden, um das Schlammwasser vom übrigen Schlamm abzutrennen. Durch die relativ hohe Konzentration wird die Fällung erleichtert. Schwermetalle und organische Schadstoffe verbleiben im Schlamm und müssen nicht abgetrennt werden. Die Verfahren (z. B. PEARL, P-RoC, Prisa) sind kostengünstig und haben eine gute P-Ausbeute.
- (3) Ähnlich wie bei der Rückgewinnung aus dem Schlammwasser (2) ist die Ausbeute bei der Fällung im Schlamm, vorzugsweise während oder nach der Faulung. Allerdings müssen die ausgefällten Phosphatpellets im Zuge dieser Verfahren (z. B. Airprex, FIX-phos) anschließend vom Schlamm getrennt werden, was den Aufwand erhöht.
- (4) Am größten ist der Aufwand, wenn Phosphat vor der Abtrennung zuerst chemisch und physikalisch aus dem Schlamm gelöst werden muss (z. B. PHOXNAN, Seaborne). In diesem Fall lösen sich typischerweise auch die unerwünschten Begleitstoffe, so dass viel Aufwand betrieben werden muss, das Phosphat von diesen zu trennen. Neben der Verfahrenstechnik erweisen sich die erforderlichen Betriebschemikalien als Kostentreiber.
- (5) Aufgrund der durch die Verbrennung entfernten organischen Substanzen ist die Rücklösung und Reinigung des in der Klärschlammasche enthaltenen Phosphats (z. B. im PASCH-Verfahren) etwas einfacher als in Ansatz (4), dennoch muss auch hier einiger Aufwand betrieben werden.
- (6) Schließlich wird versucht die Asche unmittelbar als P-Quelle zu verwenden, zuvor jedoch mit chemisch-metallurgischen Verfahren die unerwünschten Schwermetalle zu entfernen (Bsp. Ash Dec, Mephrec). In diesem Fall kommt als wirtschaftlicher Bonus hinzu, dass die Klärschlammasche nicht auf einer Deponie entsorgt werden muss.

Die vorgenannten Überlegungen werden größtenteils durch die Angaben zur Wirtschaftlichkeit der Verfahren aus Kapitel 1 des PhoBe-Projekts und der Literatur bestätigt. Am kostenträchtigsten sind die Verfahren der Gruppe (4), wo für PHOXNAN Kosten von über 11 €/kg P (AP 4) und für Seaborne mehr als 14 €/kg P (Bayerle, 2009) veranschlagt werden. In einem ähnlichen Kostenbereich liegt die der Gruppe (1) zuzuordnende P-Fällung im Ablauf (12 €/kg P), wobei hier bei sehr großen Anlagen (1 Mio. EW) weitere Kostensenkungspotenziale bis unter 5 €/kg P bestehen (P-RoC im Projekt Prophos, vgl. AP 4). Demgegenüber sind die Verfahren der Gruppe (5) deutlich kostengünstiger. Genannt werden hier rund 8 €/kg P für SESAL-phos (AP 4) und günstige 4,50 €/kg P für PASCH in großen Anlagen mit einer Aschebehandlungskapazität von 30.000 Jahrestonnen entsprechend 2,9 Millionen Einwohnerwerten (AP 4). In einer ähnlichen Größenordnung bewegen sich die Verfahren der Gruppen (2) und (3), wobei die Kosten stark von den spezifischen Umständen abhängen. Sie können unter ungünstigeren Umständen über 12 €/kg P betragen, unter geeigneten Umständen und unter Nutzung von Synergieeffekten mit den bestehenden Anlagen bis auf 2 €/kg P (FIX-phos) sinken (AP 4). Diese Kostenwerte müssen in Relation zu einem Preis von etwa 1,25 €/kg P gesehen werden, der gegenwärtig (Stand Januar 2011) für Phosphatdüngemittel aus Rohphosphat gezahlt werden muss. Allzu groß ist der Abstand also nicht mehr. Und in Gruppe (6) sind schließlich sogar Verfahren zu finden, die zu diesem Preis sogar wirtschaftlich betrieben werden können (Ash Dec, Thermphos. Mephrec) (VON HORN et al., 2010; SCHEIDIG et al., 2010). Allerdings hängt die Wirtschaftlichkeit teilweise von bestimmten Rahmenbedingungen ab, die in Deutschland nicht immer die günstigsten sind. Wir werden auf diesen Punkt später zurückkommen. Einstweilen können wir feststellen, dass es im Bereich des P-Recyclings zwei grundlegende Verfahrensansätze gibt, die kurz- bis mittelfristig vor allem auch aus wirtschaftlichen Erwägungen heraus besonders aussichtsreich erscheinen: die Fällung bzw. Adsorption von Phosphat aus Schlammwasser (nach Abtrennung vom oder im Schlamm) sowie die Herstellung eines P-haltigen Düngers bzw. düngemittelwirksamen Phosphats aus Klärschlammasche.

9.3 Einsatzpotenziale für P-Rückgewinnungstechnologien

Bei den Einsatzpotenzialen für P-Rückgewinnungstechnologien können mittelfristige und längerfristige unterschieden werden. Unter den mittelfristigen Potenzialen werden solche verstanden, die bis zum Jahr 2020 oder 2030 umsetzbar sind, das heißt ohne wesentliche Änderung der gegebenen Rahmenbedingungen. Dieser Zeithorizont ist auch als maßgeblich für die mögliche Einführung der P-Rückgewinnung auf deutschen Kläranlagen anzusehen. Langfristig können sich die gegebenen Rahmenbedingungen auch verändern, es ist aber zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht abzusehen, ob eine solche Entwicklung zugunsten der P-Rückgewinnung geschehen würde oder ob ggf. andere Anforderungen sich als wichtiger erweisen. Wir werden am Ende dieses Berichts Hinweise darauf geben, wie sich die

Rahmenbedingungen verändern müssten, um den Anforderungen einer weitergehenden, möglichst umfassenden P-Rückgewinnung auf deutschen Kläranlagen gerecht zu werden.

Die beiden grundlegenden Verfahrensansätze zur P-Rückgewinnung, die in Kapitel 9.2 identifiziert wurden, sind die Fällung bzw. Adsorption von Phosphat aus Klärschlammwasser nach Abtrennung vom oder im Schlamm sowie die Herstellung eines P-haltigen Düngers bzw. düngemittelwirksamen Phosphats aus Klärschlammasche.

9.3.1 P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser

Die Fällung aus dem Schlammwasser setzt eine möglichst hohe Konzentration noch gelösten oder rückgelösten Phosphats im Klärschlammstrom voraus, was am wahrscheinlichsten nach biologischer P-Eliminierung im Hauptstrom der Fall ist. Kläranlagen mit Bio-P-Eliminierung sind auch diejenigen, die am häufigsten mit Problemen durch spontane Struvitausfällungen während und nach der Vergärung des Klärschlammes und der damit einhergehenden Freisetzung bis dahin biologisch gebundenen Phosphats zu kämpfen haben. Dementsprechend setzen die Verfahren PEARL, FIX-PHOS und AIRPREX vor, während und nach der Vergärung an, um das Phosphat gezielt aus dem Schlammstrom zu entfernen, bevor es in den Leitungen Inkrustationen bildet oder andere Schäden hervorrufen kann. Vor allem das PEARL-Verfahren der Firma Ostara kann durch den kombinierten Nutzen der Rückgewinnung eines P- (und N-)haltigen Düngemittels („Crystal green“) und der Vermeidung von betrieblichen Schwierigkeiten bereits heute im großen Maßstab wirtschaftlich arbeiten. Das Potenzial für den Einsatz der P-Rückgewinnung aus der flüssigen Phase des Klärschlammes umfasst dementsprechend alle Kläranlagen, die auch heute schon überwiegend oder ausschließlich P-Eliminierung mittels des Bio-P-Verfahrens betreiben. Der DWA-Klärschlammhebung für das Jahr 2003 (DWA, 2005) zufolge waren das 37 Prozent der Kläranlagen, die gleichzeitig 37 Prozent des Abwassers aller an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner behandelten. Aus den erhöhten betrieblichen Anforderungen kann geschlossen werden, dass Bio-P-Eliminierung bei kleinen Kläranlagen (GK 1 und 2) gar nicht und bei Kläranlagen der GK 3 allenfalls in geringem Umfang durchgeführt wird.

Der Hauptanreiz das Bio-P-Verfahren zur Eliminierung von Phosphor einzusetzen besteht in der Einsparung von Fällmitteln, die bei der alternativen chemischen Fällung einzusetzen wären. Andererseits ist das Bio-P-Verfahren als verfahrenstechnisch anspruchsvolles Verfahren anzusehen, was gleichzeitig das Haupthemmnis für den weitergehenden Einsatz dieses Verfahrens über den aktuellen Anteil hinaus darstellt. Ohne Veränderungen in den Rahmenbedingungen, die die Attraktivität des Bio-P-Verfahrens erhöhen, ist mittelfristig nicht mit einer nennenswerten Veränderung des heutigen Anteils von Bio-P an der gesamten P-Eliminierung aus dem Abwasser zu rechnen.

Zur Verbreitung des Bio-P-Verfahrens im internationalen Kontext liegen leider keine unmittelbaren Erkenntnisse vor. Als indirekter Hinweis kann der Anteil des Abwassers gewertet werden, der einer P-Eliminierung unterworfen wird. Entsprechend den Anforderungen der Kommunalen Abwasserbehandlungsrichtlinie der Europäischen Kommission (91/271/EEC) sind die Länder der europäischen Union verpflichtet, Gebiete auszuweisen, die aufgrund der Natur ihrer Gewässer als durch die Einleitung von Abwasser besonders gefährdet angesehen werden müssen. Dazu zählen insbesondere Flussgebiete, die ins Meer münden. Die Abwässer, die aus Siedlungen mit mehr als 2000 Einwohnern in diese Gebiete eingeleitet werden, müssen einer Nährstoff-, insbesondere P-Eliminierung unterzogen werden. Bis Ende 2008 hatten 17 EU-Staaten ihre Abwasserbehandlungsanlagen entsprechend den Anforderungen angepasst und die entsprechenden Daten der Kommission mitgeteilt (EC, 2009)

Wie aus Abbildung 9.1 zu ersehen ist, wird in Deutschland mit Abstand die größte Abwassermenge einer Nährstoffeliminierung unterzogen. Von den 226 Millionen Einwohnerwerten (EW) an Abwasser, die innerhalb der EU entsprechend behandelt werden, stammt fast die Hälfte aus Deutschland. An diesem Bild ändert sich auch dann nicht viel, wenn zusätzlich die einwohnerreichen Staaten Spanien und Großbritannien einbezogen werden, die ihre Daten nicht fristgerecht bereitgestellt hatten. Beide hatten nämlich nur in geringem Umfang empfindliche Gebiete ausgewiesen, in denen Nährstoffeliminierung durchzuführen ist.

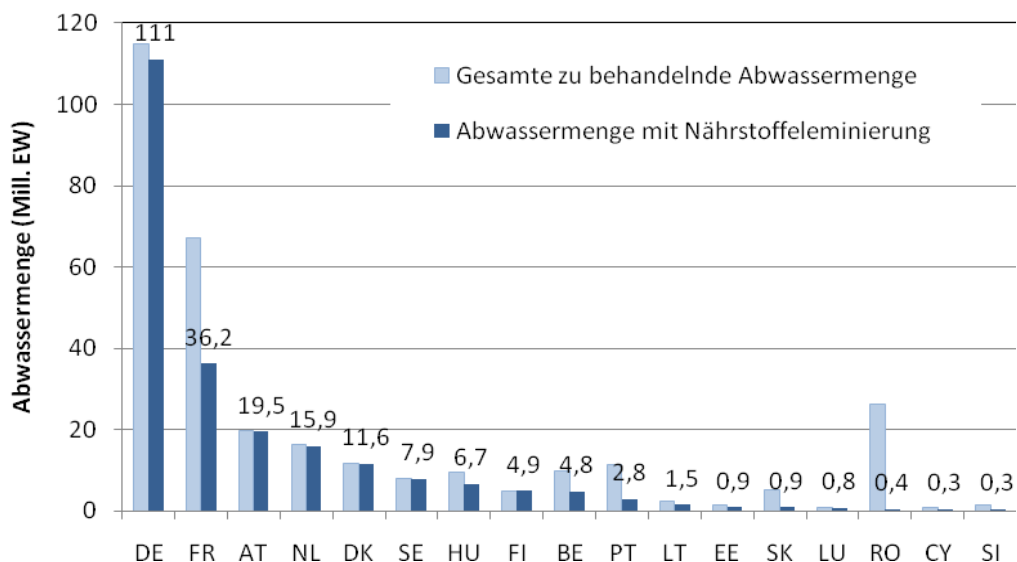


Abbildung 9.1: Anteil der gemäß der Kommunalen Abwasserbehandlungsrichtlinie zu behandelnden Abwassermenge (aus Kläranlagen >2.000EW), die einer zusätzlichen Nährstoffeliminierung unterworfen wird

Im Hinblick auf eine Anwendung von Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Schlammwasser bedeutet das, dass das Potenzial in Europa außerhalb Deutschlands in etwa genauso groß ist wie in Deutschland selbst. Dem liegt jedoch die Annahme zugrunde, dass der Anteil von

Bio-P an der P-Eliminierung in der EU etwa genauso groß ist wie in Deutschland. Daran bestehen allerdings gewisse Zweifel, da die Erfahrungen mit anspruchsvollen Abwasserbehandlungsverfahren in vielen Ländern der EU deutlich geringer als in Deutschland sein dürften.

9.3.2 P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche

Die P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche setzt die Verbrennung des Klärschlammes voraus. Diese ist im Vergleich zur Deponierung mit zusätzlichem Aufwand und Kosten verbunden und wird dementsprechend vor allem dann durchgeführt, wenn die Verwertung des Klärschlammes weder in der Landwirtschaft noch im Landschaftsbau möglich ist.¹⁵ Klärschlamm ist grundsätzlich auch als energiereicher Brennstoff zur Mitverbrennung in Zementwerken, Kohlekraftwerken und Müllverbrennungsanlagen beliebt. Allerdings muss er zu diesem Zweck mit hohem Aufwand weitgehend getrocknet werden, damit er den für die Mitverbrennung erforderlichen Heizwert erreicht. Außerdem ist nur die Beimischung eines begrenzten Anteils an getrocknetem Klärschlamm möglich.

In Deutschland hat der Anteil der Verbrennung an der Klärschlamm Entsorgung aufgrund von Vorbehalten in Bevölkerung und Politik hinsichtlich der möglichen Schädlichkeit der landwirtschaftlichen Verwertung von 1995 bis 2008 von 12 auf 53 Prozent zugenommen und noch ist kein Ende dieser Entwicklung absehbar, da in Zukunft die landwirtschaftliche Verwertung weiter an Bedeutung verlieren dürfte (EUWID, 2010).

Allerdings ist vom Gesamtvolumen thermisch entsorgten Klärschlammes nur ein Teil für die P-Rückgewinnung geeignet. Bei der Mitverbrennung in Kraftwerken, Zementwerken und Müllverbrennungsanlagen wird der im Klärschlamm enthaltene Phosphor so stark verdünnt, dass er nur mit sehr hohem Aufwand zurückgewonnen werden könnte. Nur ein Anteil von 44 Prozent des für die thermische Entsorgung bestimmten Klärschlammes, d. h. 23 Prozent des gesamten Klärschlammes wird in Monoverbrennungsanlagen verbrannt und weist daher eine für die Rückgewinnung ausreichende P-Konzentration auf.

Der Anteil von 23 Prozent monoverbrannten Klärschlammes könnte kurzfristig genutzt werden (vgl. Szenario 3 in der Entwicklung des Rückgewinnungskonzeptes für Deutschland in Kapitel 7). Mittelfristig, bis 2030 ist mit einem weiteren Anstieg des Anteils thermisch verwerteten Klärschlammes zu rechnen. Dabei gehen Studien davon aus, dass etwa 40 bis 80% des heute landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes in Zukunft nicht mehr die derzeit diskutierten Grenzwerte einer novellierten Klärschlammverordnung einhalten können. Einschließlich des heute bereits festzustellenden Anteils von 53% würde daraus bis 2030 ein Verbrennungsanteil von 64 bis 75 Prozent resultieren. Dabei ist aus betrieblichen Gründen mit einer deutlichen Ausweitung des Anteils der Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken

¹⁵ Die direkte Deponierung des Klärschlammes ist in Deutschland seit 2005 unzulässig.

nicht zu rechnen (EUWID, 2010). Selbst wenn sich der Anteil von 3 Prozent der Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen verdoppeln würde, wäre dann mittelfristig mit einem Gesamtanteil der Monoverbrennung von über 33 bis 44 Prozent zu rechnen. Das entspricht im Mittel in etwa den 37 Prozent, die schon im Szenario 4 in Kapitel 7 unterstellt wurden und in Kapitel 9.4.2 auch für die Ermittlung des entsprechenden Entwicklungspotenzials zugrunde gelegt werden. Durch eine verschärfte Regulierung, z. B. ein Gebot der Monoverbrennung von Klärschlamm, könnte dieser Anteil auf über 70 Prozent gesteigert werden (vgl. Szenarien 5 und 6 in Kapitel 7), allerdings erscheint es fraglich, ob der dafür notwendige Zubau von Kapazitäten bis 2030 bewerkstelligt werden kann.

Wegen des substanziellen Zusatzaufwandes und damit verbundenen Kosten findet die Klärschlammverbrennung bislang in größerem Umfang nur in wenigen Ländern statt. Wie Abbildung 9.2 zeigt, sind das vor allem die Niederlande, Österreich, Deutschland und die Schweiz (nicht gezeigt). In den Niederlanden ist ebenso wie in der Schweiz und Deutschland die Deponierung von Klärschlamm zwischenzeitlich gänzlich verboten. Dennoch reicht die Menge verbrannter Klärschlammasche aller drei Länder bei weitem nicht an die Deutschlands heran, weil Deutschland entsprechend seinem Bevölkerungsanteil und dem hohen Anschlussgrad das mit Abstand größte Klärschlammaufkommen aufweist (vgl. Abbildung 9.3). Umgekehrt weisen alle Länder mit hohem Klärschlammaufkommen nur einen geringen Anteil auf, der verbrannt wird. Lediglich Großbritannien kann hinsichtlich der absoluten Menge verbrannten Klärschlammes mit den Niederlanden gleichziehen.

Was das Gesamtpotenzial der P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche in Europa angeht ist die Situation also ähnlich wie bei der Rückgewinnung aus Schlammwasser. Außerhalb Deutschlands bewegt sich das Potenzial in einer ähnlichen Größenordnung wie in Deutschland selbst. Im Unterschied zur Rückgewinnung aus Schlammwasser ist kurzfristig sogar mit einer weiteren Verschiebung zugunsten Deutschlands zu rechnen, da hier die landwirtschaftliche Verwertung weiter an Bedeutung verlieren wird. Wie die in AP 6 durchgeführte Expertenbefragung jedoch zeigt, ist mittelfristig auch im europäischen Ausland mit einer Zunahme der Bedeutung der Klärschlammverbrennung zu rechnen (VON HORN et al., 2010).

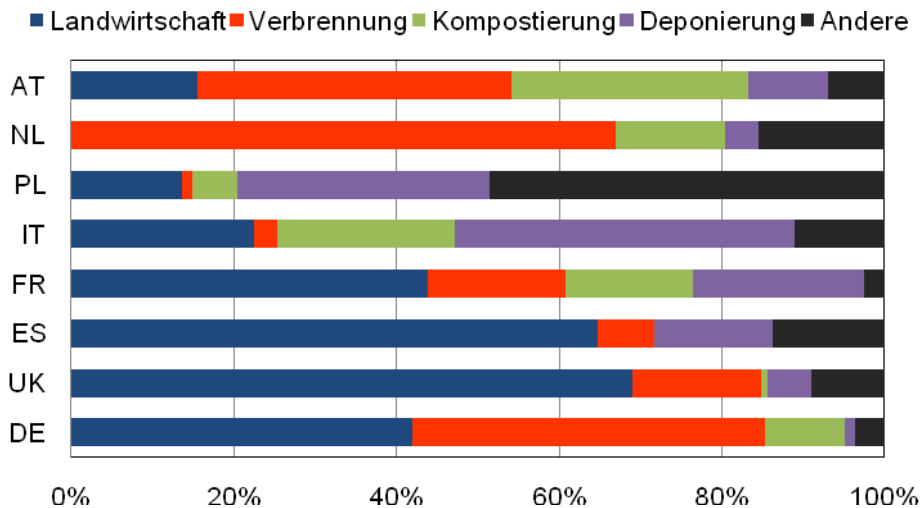


Abbildung 9.2: Relative Bedeutung verschiedener Entsorgungswege für Klärschlamm in ausgewählten EU-Staaten im Jahr 2005 (Eurostat in EUWID, 2010)

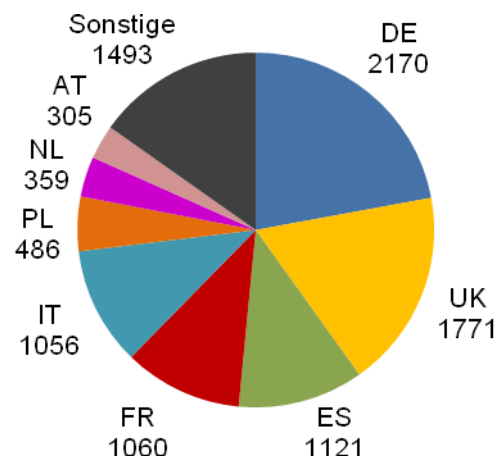


Abbildung 9.3: Klärschlammaufkommen aus öffentlicher Abwasserbehandlung in der EU-27 im Jahr 2005 (in 1000 t) (Eurostat in EUWID, 2010)

9.4 Entwicklungspotenziale eines Marktes für P-Rückgewinnungstechnologien

Nachdem in Kapitel 9.3 das grundsätzliche Potenzial zur Anwendung von P-Rückgewinnungstechnologien aus Abwasser für die mittlere Frist, d. h. bis zum Jahr 2030 abgesteckt wurde, wird in diesem Kapitel untersucht, wie sich dieser Markt in diesem Zeitraum entwickeln könnte und welche Marktvolumina aufgrund von Investitionen in diese Technologien zu erwarten wären. Dabei wird zunächst unterstellt, dass aufgrund einer geeigneten politischen Weichenstellung kurzfristig mit der Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser bzw. Klärschlamm(asche) begonnen werden kann. Ob und unter welchen Bedingungen diese Annahme plausibel ist, wird in einem späteren Kapitel untersucht.

9.4.1 Investitionen in die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammwasser

In Kapitel 9.3.1 wurde festgestellt, dass 37 Prozent des Abwassers, das Kläranlagen zugeführt wird in 37 Prozent aller Kläranlagen einer Bio-P-Eliminierung unterzogen wird und dass diese Kläranlagen gleichzeitig das mittelfristig erreichbare Einsatzpotenzial der P-Rückgewinnung aus Klärschlammwasser darstellen. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass es, wie auch in AP 5 erläutert, nur dann sinnvoll ist, dem Schlammwasser P zu entziehen, wenn der verbleibende Klärschlamm anschließend weder der Monoverbrennung (mit anschließender P-Rückgewinnung aus der Asche) noch der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden soll. Daher stehen nur 48 Prozent des Klärschlamm für eine P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser zur Verfügung. Da die Technologie in weiten Grenzen skalierbar ist, stünden insgesamt also in Deutschland Kläranlagenkapazitäten in der Größenordnung von $(0,37 \times 0,48 \times 151 \text{ Mio. EW}) = 27 \text{ Millionen EW}$ in ca. 1.800 Kläranlagen für den Einsatz dieses Verfahrens zur Verfügung (DESTATIS, 2009c).

Aus dem Arbeitspaket 4 des PHOBE-Projektes liegen detaillierte Informationen zu den Kosten des FIX-Phos-Verfahrens vor, die es erlauben, die Investitionsvolumina abzuschätzen, die notwendig wären, um alle in Frage kommenden Kläranlagen mit den entsprechenden P-Rückgewinnungsanlagen auszurüsten. Je nach Implementierungsvariante variieren die Investitionskosten zwischen 70.000 und 1,4 Millionen Euro für die Ausstattung einer Kläranlage mit einer Anschlussgröße von 100.000 EW. Dabei kommen Kosten im unteren Bereich zum Tragen, wenn, wie es bei größeren Kläranlagen häufig der Fall ist, mehrere Faulbehälter und Voreindicker zur Verfügung stehen und so Überschuss- und Primärschlamm, wie für das FIX-Phos-Verfahren erforderlich, getrennt voneinander gefault werden können. Ist dies nicht der Fall, muss ein zusätzlicher Faulbehälter gebaut werden, was die Investitionskosten in den oberen Bereich verschiebt.

Um die Kosten niedrig zu halten würden für die Umsetzung des FIX-Phos-Verfahrens in erster Linie solche Kläranlagen ausgewählt, die eine Faulung durchführen, über mehrere Faulbehälter verfügen und Bio-P-Eliminierung durchführen. Das werden in erster Linie Kläranlagen der Größenklasse 5 sein, von denen, wie in AP 5 dargestellt, 95 Prozent eine Faulung (i.d.R. mit mehreren Behältern) besitzen. Auf 37 Prozent dieser Anlagen wird annahmegemäß außerdem eine Bio-P-Eliminierung durchgeführt. Schließlich gehen wir, wie oben erläutert, davon aus, dass mit dem FIX-Phos-Verfahren nur Klärschlamm behandelt wird, der weder der Monoverbrennung noch der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt wird; das wären im Szenario 4 48 Prozent des gesamten Klärschlammaufkommens. Diese Annahmen entsprechen der in AP 5 beschriebenen Version *d* des Szenarios 4. Von den 252 Kläranlagen mit einer Gesamtausbaugröße von 77 Mio. EW, die gegenwärtig in Deutschland der Größenklasse 5 zugeordnet sind (DESTATIS, 2009c), würden also $(0,95 \times 0,37 \times 0,48 \times 252) = 43$ mit einer Gesamtbehandlungskapazität von 13,2 Mio. EW mit dem FIX-Phos-Verfahren ausgerüstet, was einem Gesamtinvestitionsvolumen von $(43/252 \times 77 \text{ Mio. EW} \times$

70.000 €/100.000 EW => 9,2 Mio. € entspräche. Da die erforderlichen Anlagenkomponenten (Siebe, Rohrleitungen und Pumpen) keinen hohen Innovationsgrad aufweisen, wird in der ersten Phase nur von geringen Lerneffekten in Höhe von 5 Prozent ausgegangen, die die Gesamtinvestitionssumme aber immerhin auf 7,3 Mio. € senken.¹⁶

Frühestens wenn das kostengünstige Potenzial ausgeschöpft ist, würden Investoren deutlich mehr Aufwand für den Bau zusätzlicher Faulbehälter in kleineren Kläranlagen betreiben. Wird angenommen, dass die erhöhten Investitionen für alle verbliebenen Kläranlagenkapazitäten bis zum Ausschöpfen des Gesamtpotenzials von 55 Mio. EW zu tätigen wären, dann könnte in der zweiten Phase noch einmal ein Investitionsvolumen von zunächst ([27 Mio. EW – 13,2 Mio. EW] x 1,4 Mio. €/100.000 EW =>) 193 Mio. € hinzukommen.

Ein ähnlicher Investitionsbedarf wäre auch bei der Ausrüstung von Kläranlagen mit dem PEARL-Verfahren zu erwarten. Hier waren für die Aufrüstung einer Kläranlage mit einer Abwasserbehandlungskapazität von 125.000 EW in York, Alabama (USA), Investitionen in Höhe von 2,25 Mio. US\$ erforderlich; das entspricht 1,38 Mio. €/100.000 EW (OSTARA, 2009a). Interessanterweise ist dieses Verfahren trotz der hohen Investitionskosten aufgrund spezieller Umstände schon heute wirtschaftlich. Wir werden später auf diesen Punkt zurückkommen.

In beiden Fällen sind allerdings in die hohen Investitionskosten eine Reihe von Kostensenkungseffekten nicht einbezogen, die vor allem bei den aufwändigeren Verfahren sicher in Erscheinung treten würden.

- Lern- und Skaleneffekte treten auf, wenn ähnliche Anlagen über einen längeren Zeitraum in größeren Stückzahlen gebaut werden. Dabei sinken die Kosten einerseits durch die Serienfertigung, andererseits durch die fortwährende Prozessoptimierung, die im Zuge der Herstellung und des Gebrauchs der Anlage stattfindet. Man geht davon aus, dass mit jeder Verdoppelung des (kumulativen) Produktionsvolumens dieser Anlagen die Investitionskosten typischerweise um 10 (bei reiferen Technologien) bis 20 Prozent (bei neuen Technologien) gesenkt werden können (WENE, 2000).
- Ein weiteres Kosteneinsparpotenzial kommt dadurch zum Tragen, dass die Möglichkeit einer P-Rückgewinnung mittels des FIX-Phos-Verfahrens ggf. schon bei Investitionen in andere Kläranlagenkomponenten antizipiert wird. So können bspw. schon bei der Einrichtung einer Klärschlammfäulung mehrere Faulbehälter vorgesehen werden, die einerseits helfen Stillstandszeiten im Zuge von Revisionen zu überbrücken und es andererseits erlauben Primär- und Überschussschlamm einer getrennten Fäulung zuzuführen und dadurch die hohen Investitionen für FIX-Phos zu vermeiden.

¹⁶ Für die weiteren Kostenbetrachtung der Entwicklung der verschiedenen Verfahren wird entsprechend den Annahmen zu den Szenarien *d* in AP 5 nur diese erste Phase berücksichtigt.

Insgesamt scheint durch die kombinierte Wirkung beider Faktoren eine Senkung der Investitionskosten der zweiten Phase um die Hälfte im Bereich des Möglichen zu liegen. Es ist aber schon jetzt absehbar, dass die entsprechenden Investitionen in Höhe von jetzt 97 Mio. € großenteils erst nach dem Jahr 2030 getätigt würden. Gleiches gilt – mit Ausnahme der Schweiz und der Niederlande – für den größten Teil entsprechender Investitionen im europäischen Ausland, die sich insgesamt in etwa in der gleichen Größenordnung bewegen wie die innerhalb Deutschlands.

9.4.2 Investitionen in die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche

Voraussetzung für die P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche ist das Vorliegen entsprechender Asche aus der Monoverbrennung. Heute beträgt der Anteil des auf diese Weise verbrannten Klärschlammes am Gesamtklärschlammaufkommen in Deutschland 23 Prozent. Bis 2030 könnte dieser Anteil dem in Kapitel 7 dargestellten Szenario 4 entsprechend auf etwa 37 Prozent ansteigen.

Die Verfahrenstechnik für die P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche ist deutlich aufwändiger als für die Rückgewinnung aus Klärschlammwasser. Um die Investitionskosten dennoch in Grenzen zu halten, werden die Anlagen groß ausgelegt, damit entsprechende, größenabhängige Degressionseffekte zum Tragen kommen. Detaillierte Kostendaten liegen aus dem Arbeitspaket 4 (Kapitel 1) des PHOBE-Projekts für die Verfahren PASCH und SESAL-PHOS vor, wobei hier nur auf das günstigere der beiden Verfahren eingegangen werden soll. Die Investitionskosten für eine PASCH-Anlage mit einer Jahresverarbeitungskapazität von 30.000 Tonnen Asche betragen demzufolge 4,76 Mio. €. Um bei den 23 bzw. 37% des gesamten Klärschlammaufkommens in Deutschland, die in den Szenarien 3 und 4 einer Monoverbrennung unterzogen werden, eine P-Rückgewinnung mittels des PASCH-Verfahrens vorzunehmen, müssen den Ergebnissen von Kapitel 7 (Tabelle 7.10, Szenario 3a und 4a) Investitionen in Höhe von 31,4 bzw. 50,1 Mio. € getätigt werden. Diese Zahlen wurden auf der Grundlage P-spezifischer Investitionskosten bestimmt und ergeben daher keine ganzzahlige Anzahl von Anlagen. Nach Aufrunden sind es 7 bzw. 11 PASCH-Anlagen zu je 30.000 Tonnen Jahreskapazität, die in den Szenarien 3 und 4 gebaut werden müssten. Tatsächlich sind, wie in Kapitel 7 gezeigt wird, auf der Grundlage der aktuell vorhandenen Monoverbrennungsanlagen (entsprechend dem Szenario 3) 8 Standorte denkbar, an denen solche PASCH-Anlagen wirtschaftlich sinnvoll betrieben werden können. Einige dieser Anlagen hätten dann aber kleinere Kapazitäten als die vorgegebenen 30.000 Jahrestonnen oder sie wären zumindest zu Beginn nicht voll ausgelastet. Bei der anschließenden Steigerung der Anzahl der PASCH-Anlagen auf 11 bis zum Jahr 2030 (Szenario 4) gilt in der Realität ebenfalls, dass aus Gründen, die später noch diskutiert werden, eher eine größere Zahl kleinerer Anlagen zu erwarten, die dann aber hinsichtlich ihrer spezifischen Investitionskosten etwas teurer wären. 7 bzw. 11 PASCH-Anlagen mit einer Jahreskapazität

von jeweils 30.000 Tonnen Asche entsprächen ohne Einbeziehung der Kostendegression einem Gesamtinvestitionsvolumen von 33 bzw. 52 Mio. €. Werden Lerneffekte mit einbezogen, so könnten die Investitionskosten pro Anlage unter Annahme eines Lernkoeffizienten von 0,85 bis zur elften Anlage auf knapp 60 Prozent des Ausgangswerts sinken, woraus ein Gesamtinvestitionsvolumen bis 2030 von 37 Mio. € resultieren würde. Unterstellte man im europäischen Ausland ein Potenzial für noch einmal die gleiche Anzahl von Anlagen, dann würden die Anlagenkosten weiter auf 2,3 Mio. € sinken und das Gesamtinvestitionsvolumen auf 64 Mio. € ansteigen.

Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die oben durchgeführten Modellrechnungen auf sehr vereinfachenden Annahmen hinsichtlich der Anzahl und Größe der erforderlichen PASCH-Anlagen beruhen. Eine möglichst vollständige Ausschöpfung der Monoverbrennungskapazitäten in Deutschland (wie auch im Ausland) nur möglich sein, wenn die Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen und die sie mit Klärschlamm beliefernden großen Kläranlagen hinsichtlich ihrer geographischen Verteilung und ihrer Kapazitäten eng auf mögliche Standorte und Kapazitäten der Rückgewinnungsanlagen abgestimmt werden könnten. Tatsächlich zeigen die Ergebnisse aus Kapitel 7, dass es schon heute schwierig wäre, in allen Fällen geeignete Standorte für die Rückgewinnungsanlagen zu finden, und dass dies in Zukunft noch schwieriger würde, weil der Klärschlamm, der bisher landwirtschaftlich verwertet wurde, zumindest teilweise in ländlichen Gebieten produziert wurde, so dass es mit zusätzlichem Aufwand verbunden sein wird, den Klärschlamm von jeweils 3 Millionen Einwohnern in einzelnen Verbrennungsanlagen und – anschließend – P-Rückgewinnungsanlagen zusammenzuführen. Andererseits zeigen Berechnungen in Kapitel 7, dass beim Transport von Klärschlammasche von der Verbrennung zur P-Rückgewinnungsanlage Entfernungen von 100 Kilometern und mehr (entsprechend der Entfernung Hamburg – Berlin) wirtschaftlich rechtfertigbar sind. Die aktuelle Praxis in den Niederlanden geht in eine ähnliche Richtung. Alternativ dazu kann es unter bestimmten Umständen vorteilhaft sein, kleinere Anlagen (zu höheren Kosten) zu bauen und dafür Transportkosten in nennenswertem Umfang einzusparen.

Im Ausland wäre der Bau entsprechender Anlagen darüber hinaus vom politischen Willen im jeweiligen Land abhängig, Phosphor überhaupt zu recyceln und zumindest anfänglich die dafür anfallenden Zusatzkosten zu tragen. Dies scheint gegenwärtig nur in der Schweiz und den Niederlanden der Fall zu sein. Während die Schweiz sich jedoch noch für keine konkreten Verfahren zur P-Rückgewinnung entschieden hat, haben die Niederländer nicht nur einzelne Verfahren großtechnisch umgesetzt, sondern ein integriertes System entwickelt, in dem Klärschlammmentstehung, -monoverbrennung und P-Rückgewinnung eng aufeinander abgestimmt sind (siehe Kapitel 9.6.3).

9.5 Erreichung der Marktreife von Verfahren zur P-Rückgewinnung

9.5.1 Der Phosphorsäurepreis als Referenz

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt (Anfang 2011) existiert kein Verfahren zur P-Rückgewinnung, das unter normalen Umständen, d. h. im direkten Wettbewerb mit aus Rohphosphat gewonnener und für die chemische Düngemittelproduktion erforderlicher Phosphorsäure wirtschaftlich wäre. Nachdem der Preis von Phosphorsäure lange Jahre bei etwa 0,5 €/kg P gelegen hatte und während der Krise auf den Rohstoffmärkten auf über 4 €/kg P angestiegen war, liegt der Kilogrammpreis nun zwischen 1,20 und 1,30 € – Tendenz steigend (Fertilizer International 2011; vgl. Abbildung 9.4). Das ist fast das Doppelte des Preises, der in Kapitel 3 als kostenbasierter Minimalpreis für Phosphorsäure festgestellt worden war. Dass der Preis gegenwärtig deutlich über den Kosten liegt, ist einerseits der starken Aus- bzw. Überauslastung der bestehenden Förderkapazitäten geschuldet; andererseits ist gegenwärtig die Spekulation auf weiter steigende Rohstoff- und damit auch Phosphorpreise ein wohlbekannter Kostentreiber.

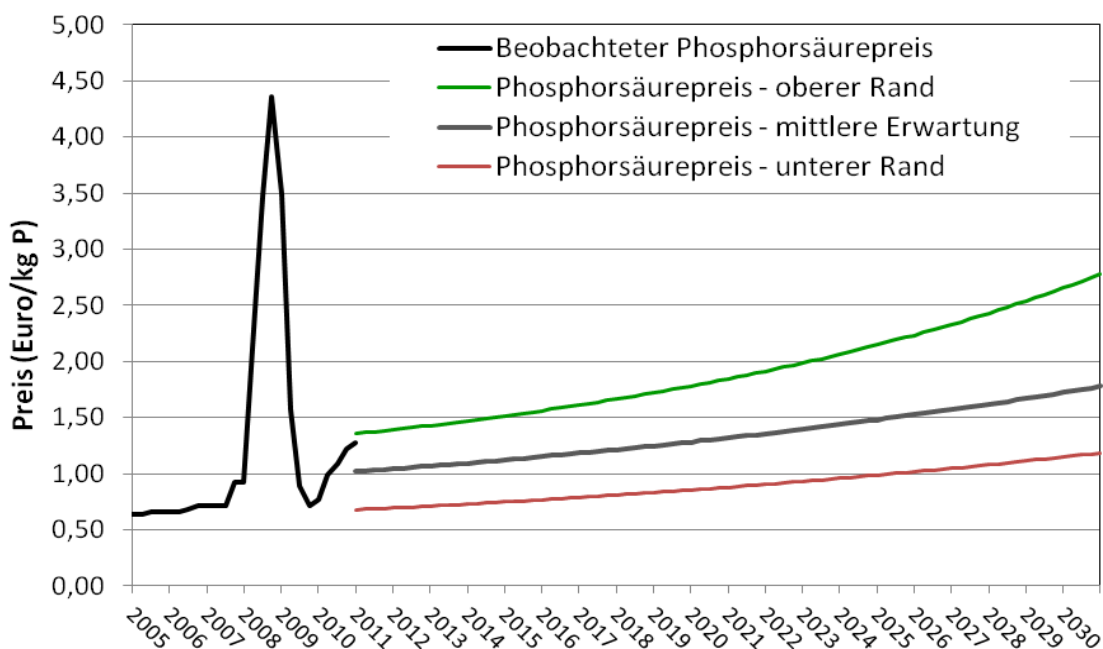


Abbildung 9.4: Beobachteter und erwarteter Preis für Phosphorsäure (in €/kg P) für den Zeitraum 2005 bis 2030 (FERTILIZER INTERNATIONAL 2011; SARTORIUS und VON HORN, 2008 und eigene Berechnungen)

Da der untere Rand des in Abbildung 9.4 dargestellten Preisbandes nicht unterschritten werden dürfte, stellt er den Referenzpreis für alle alternativen Verfahren der P-Gewinnung dar. Andererseits ist aufgrund des von Cordell et al. (2009) für ca. 2035 prognostizierten Phosphor-Peak in Zukunft nicht mit einer nennenswerten Ausweitung der effektiven Förderkapazitäten für Rohphosphat zu rechnen. Weil außerdem die Nachfrage nach P-Quellen in Zukunft eher zunehmen wird, ist nicht davon auszugehen, dass der Phosphor-

säurepreis über längere Zeit auf dem Minimalniveau verharren wird. Stattdessen ist eher anzunehmen, dass der Phosphorsäurepreis zwischen dem oberen und unteren Rand hin- und her schwanken und sich im Durchschnitt eher entlang der Kurve der mittleren Erwartung bewegen wird.

9.5.2 Die Mehrkosten rezyklierten Phosphors

Die hinsichtlich ihrer Kosten günstigsten Verfahren der P-Rückgewinnung aus der kommunalen Abwasserbehandlung sind den Berechnungen in Kapitel 1 zufolge die Verfahren:

- P-RoC auf Kläranlagen mit Ausbaugröße ab 1 Mio. EW mit 4 €/kg P
- FIX-Phos in der kostengünstigen Variante (unter Rückgriff auf vorhandene Faulbehälter) mit weniger als 2 €/kg P (bei 1 Mio. bzw. 100.000 EW Ausbaugröße)
- PASCH in Anlage mit Jahreskapazität von 30.000 Tonnen Asche (entsprechend knapp 3 Mio. EW) mit 4,40 €/kg P
- Außerdem ohne Kostenanalyse innerhalb des PHOBE-Projektes:
- Ash Dec in Anlagen mit Jahreskapazität von mind. 25.000 Tonnen Asche mit berichteten 2,20 €/kg P (HERMANN, 2010)

Sollen diese Kostenzahlen mit dem Referenzpreis für düngemittelfähiges P in Relation gesetzt werden, so ist nicht nur zu berücksichtigen, dass die Gewinnung von Rohphosphat, wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, aufgrund knapper werdender bzw. schwerer zugänglicher Reserven in Zukunft teurer werden wird. Es muss außerdem der Tatsache Rechnung getragen werden, dass durch den Bau und Betrieb einer größeren Zahl von Anlagen zur P-Rückgewinnung Skalen- und Lerneffekte erzielt werden. Skaleneffekte entstehen dadurch, dass bei einer größeren Zahl von Anlagen Abläufe standardisiert und Werkzeugmaschinen eingesetzt werden können, die eine rationellere und damit kostengünstigere Produktionsweise erlauben. Lerneffekte (auch als „Learning by doing“ bekannt) stehen dagegen eher für Effizienzgewinne bei den Betriebsabläufen, d. h. z. B. zuverlässigerer Routinebetrieb mit geringerem Überwachungsaufwand und Einsparungen bei den Betriebsstoffen. Für jede Verdoppelung der kumulierten installierten Anlagenkapazitäten wird dabei üblicherweise je nach Innovationsgrad ein Kostenrückgang zwischen 10 und 20 Prozent unterstellt. Für die Anlagen der P-Rückgewinnung gehen wir von 15 Prozent Kostendegression aus. Eine Ausnahme stellt die kostengünstige Variante von FIX-Phos dar, die sich aus technischen Standardkomponenten zusammensetzt und daher nur eine Kostendegression von 5 Prozent rechtfertigt. Beim Betrieb nehmen wir wiederum aufgrund der Abhängigkeit von ebenfalls knapper werdenden Rohstoffen einen Kostenrückgang von jeweils nur 10 Prozent an.

In Abbildung 9.5 sind die Kostendegressionskurven verschiedener P-Rückgewinnungsverfahren der erwarteten Preisentwicklung geogenen Phosphors gegenüber gestellt. Unter der Annahme eines Beginns der systematischen Einführung des P-Recyclings ist bis zum Jahr 2030 für alle Ansätze eine Kostenreduktion von gut einem Drittel bis zu knapp der Hälfte zu verzeichnen. Dabei werden stärkere Rückgänge dort verzeichnet, wo kleinere Anlagen in größeren Stückzahlen errichtet werden (Bsp. FIX-Phos).

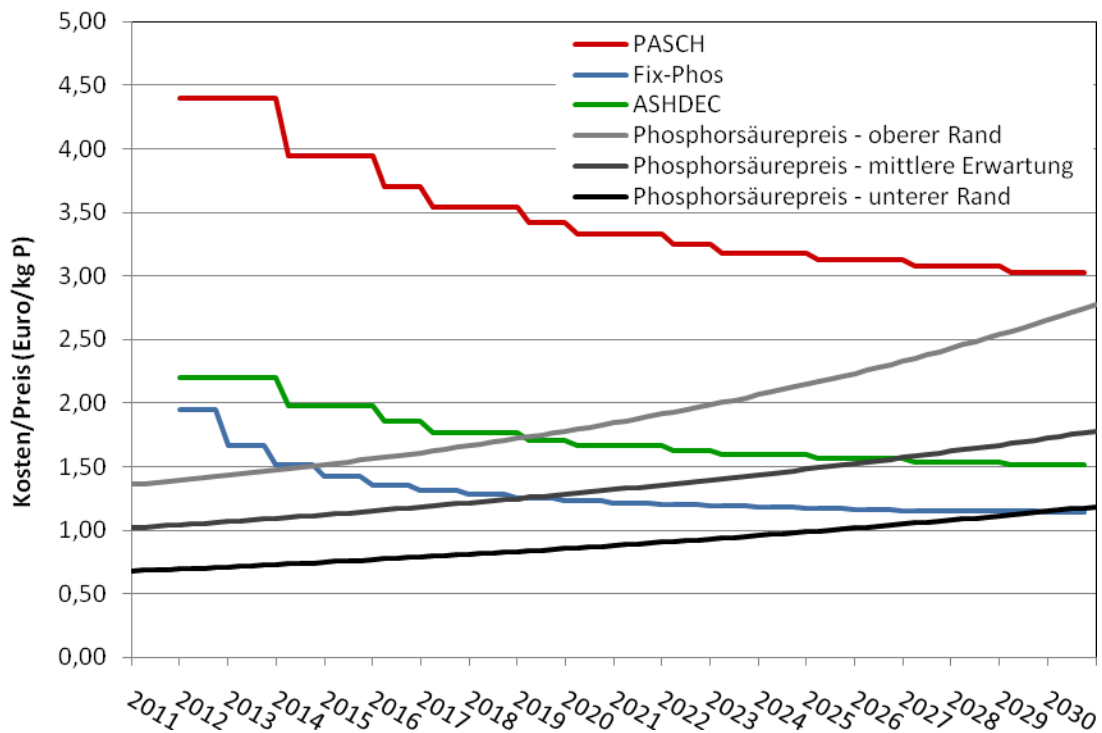


Abbildung 9.5: Kostendegressionen und Break-even-Punkte für verschiedene, kostengünstigere Verfahren der P-Rückgewinnung

PASCH weist als teuerstes Verfahren in diesem Vergleich einen Rückgang seiner spezifischen Kosten von 4,40 auf 3,03 €/kg P auf und bleibt damit im Jahr 2030 knapp über dem oberen Rand des Referenzpreiskorridors für geogenes P. Ash Dec und FIX-Phos, die im Jahr bei 2,20 bzw. 1,95 €/kg P starten, erreichen dagegen den oberen Rand des Korridors schon in den Jahren 2019 bzw. 2015 und den mittleren Erwartungspreis (= Break-even) in den Jahren 2027 bzw. 2019. Das heißt, dass unter diesen Umständen schon in weniger als einem Jahrzehnt mit der Wirtschaftlichkeit der günstigsten Verfahren zu rechnen ist. Es sei an dieser Stelle aber explizit darauf hingewiesen, dass die dargestellten Kostenrückgänge nur dann stattfinden, wenn im Jahr 2012 tatsächlich mit der Implementierung der entsprechenden Rückgewinnungstechnologien im angenommenen Umfang begonnen wird.

9.5.3 Die Gesamtkosten der P-Rückgewinnung

Die Ausführungen im vorangegangenen Abschnitt sowie in Abbildung 9.5 geben bereits einen deutlichen Hinweis darauf, wie weit verschiedene P-Rückgewinnungstechnologien von der Marktreife entfernt sind. Dabei kann angenommen werden, dass die Differenzkosten¹⁷ umso größer sind, je weiter der Break-even-Punkt in der Zukunft liegt. Um die im Zeitverlauf anfallenden, kumulierten Differenzkosten zu beziffern, ist es notwendig, neben den Investitions- und Betriebskosten die kumulierten Anlagenkapazitäten explizit in die Analyse mit einzubeziehen. Das Ergebnis dieser Berechnungen ist für das FIX-Phos-Verfahren in Tabelle 9.1 und für das PASCH-Verfahren in Tabelle 9.2 dargestellt.

Bei der Implementierung des FIX-Phos-Verfahrens wurde, wie schon in Kapitel 9.4.1 dargestellt, von der Errichtung von 43 Anlagen mit einer durchschnittlichen Rückgewinnungskapazität von 65 Jahrestonnen P bis zum Jahr 2030 ausgegangen. Die Geschwindigkeit der Implementierung steigt von 2 Anlagen im Jahr 2012 auf 5 Anlagen 2015 und fällt dann kontinuierlich bis auf 1 Anlage jährlich ab dem Jahr 2027. Im Jahr 2019 unterschreiten die Rückgewinnungskosten erstmals den Referenzpreis für geogenes P. Daher ist 2018 das letzte Jahr, in dem die P-Rückgewinnung mit FIX-Phos ggf. subventioniert werden müsste. Die kumulierten Differenzkosten erreichen damit in diesem Jahr ein Maximum in Höhe von 953.000 €. Danach dauert es der Rechnung zufolge weitere vier Jahre bis die Einsparungen aufgrund der niedrigeren Kosten zurückgewonnen Phosphors die ursprünglich anfallenden Mehrkosten kompensiert haben. Insgesamt wäre mit dieser Technik eine Rückgewinnungsquote von 4 bis 5% des im Abwasser enthaltenen Phosphors erreichbar. Dennoch ist auch dieser relativ geringe Beitrag wichtig, um gerade zu Beginn der Einführung einer neuen Technologie auch preisgünstige Alternativen verfügbar zu haben und damit Hemmnisse für ein Engagement zu überwinden.

¹⁷ Im Falle der Einführung einer verbindlichen Recyclingquote gehen die Differenzkosten zunächst zulasten der Betreiber der Anlage. Letzterer kann die Belastung aber i.d.R. auf die Produzenten des Abwassers überwälzen, aus dem das P recycelt wird. Ggf. könnten die Mehrkosten auch ganz oder teilweise mittels Subventionen vom Staat getragen werden, wobei die Belastung letztlich über die Steuer doch wieder auf die privaten Haushalte und die Unternehmen überwälzt wird.

Tabelle 9.1: Aufbau von P-Rückgewinnungskapazitäten auf Basis des FIX-Phos-Verfahrens und daraus resultierende Differenzkosten

Jahr	Kumulierte Rückgewinnungskapazität [Mg P/a]	Kumulierte Rückgewinnungsmenge [Mg P]	Spezifische Rückgewinnungskosten [€/Mg P]	P-Referenzkosten [€/Mg P]	Differenzkosten (1000 €)	Kumulierte Differenzkosten (1000 €)
2012	130	130	1.857	1.058	-104	-104
2013	325	455	1.605	1.085	-169	-273
2014	520	975	1.479	1.112	-191	-464
2015	780	1.755	1.396	1.141	-199	-663
2016	975	2.730	1.339	1.172	-163	-825
2017	1.170	3.900	1.303	1.204	-116	-941
2018	1.365	5.265	1.273	1.236	-51	-993
2019	1.560	6.825	1.248	1.270	33	-959
2020	1.755	8.580	1.227	1.306	138	-821
2021	1.885	10.465	1.211	1.343	249	-572
2022	2.015	12.480	1.199	1.382	368	-204
2023	2.145	14.625	1.189	1.422	500	296
2024	2.275	16.900	1.179	1.464	649	945
2025	2.405	19.305	1.170	1.509	815	1.760
2026	2.535	21.840	1.161	1.554	997	2.757
2027	2.600	24.440	1.155	1.602	1.164	3.921
2028	2.665	27.105	1.151	1.651	1.333	5.255
2029	2.730	29.835	1.147	1.703	1.520	6.774
2030	2.795	32.630	1.143	1.758	1.720	8.494

Quelle: Eigene Berechnungen

Im Gegensatz zum FIX-Phos-Verfahren ist beim PASCH-Verfahren nicht nur die Ausbeute deutlich höher, sondern auch die Menge des verfügbaren Ausgangsmaterials (Klärschlamm- asche). In unseren Berechnungen gehen wir, wie in Kapitel 9.4.2 dargestellt, von der Erstellung von 11 Anlagen zu je 30.000 Tonnen Jahreskapazität in gleichmäßigen Abständen von ein bis zwei Jahren bis zum Jahr 2030 aus. Diese 11 Anlagen würden zusätzlich zu den FIX-Phos-Anlagen die Rückgewinnung von 37% des im Abwasser enthaltenen Phosphors ermöglichen. Dafür erreicht das Verfahren im untersuchten Zeitraum den Break-even-Punkt nicht. Im Jahr 2027 überschreiten die Differenzkosten das Maximum von rund 24 Mio. € jährlich und kumulieren sich bis 2030 auf eine Summe von rund 340 Mio. €. Dieser Wert ist in Relation zur in der gleichen Zeit zurückgewonnenen P-Menge von 193.000 Tonnen zu sehen. Die kumulierten Differenzkosten relativieren sich weiter,

wenn berücksichtigt wird, dass die als Zwischenlösung oft vorgeschlagene „Zwischen-deponierung“ von Klärschlammasche in diesen Mengen ebenfalls 290 Mio. € kosten würde.¹⁸

Tabelle 9.2: Aufbau von P-Rückgewinnungskapazitäten auf Basis des PASCH-Verfahrens und daraus resultierende Differenzkosten

Jahr	Kumulierte Rückgewinnungskapazität [Mg P/a]	Kumulierte Rückgewinnungsmenge [Mg P]	Spezifische Rückgewinnungskosten [€/Mg P]	P-Referenzkosten [€/Mg P]	Differenzkosten (1000 €)	Kumulierte Differenzkosten (1000 €)
2012	1.650	1.650	4.397	1.058	-5.509	-5.509
2013	1.650	3.300	4.397	1.085	-5.465	-10.975
2014	3.300	6.600	3.947	1.112	-9.355	-20.330
2015	3.300	9.900	3.947	1.141	-9.260	-29.590
2016	4.950	14.850	3.705	1.172	-12.539	-42.129
2017	6.600	21.450	3.543	1.204	-15.440	-57.569
2018	6.600	28.050	3.543	1.236	-15.230	-72.799
2019	8.250	36.300	3.422	1.270	-17.759	-90.558
2020	9.900	46.200	3.327	1.306	-20.008	-110.566
2021	9.900	56.100	3.327	1.343	-19.637	-130.203
2022	11.550	67.650	3.248	1.382	-21.547	-151.750
2023	13.200	80.850	3.181	1.422	-23.221	-174.971
2024	13.200	94.050	3.181	1.464	-22.666	-197.637
2025	14.850	108.900	3.123	1.509	-23.982	-221.620
2026	14.850	123.750	3.123	1.554	-23.305	-244.925
2027	16.500	140.250	3.073	1.602	-24.265	-269.190
2028	16.500	156.750	3.073	1.651	-23.463	-292.653
2029	18.150	174.900	3.028	1.703	-24.038	-316.690
2030	18.150	193.050	3.028	1.758	-23.040	-339.730

Quelle: Eigene Berechnungen

Alternativ (oder parallel) zum PASCH-Verfahren könnte ggf. auch das Ash Dec-Verfahren zum Einsatz kommen. Es weist die Vorteile des PASCH-Verfahrens hinsichtlich Menge und Wirkungsgrad auf, kostet aber nur etwa die Hälfte. Wird hier ebenso wie beim PASCH-Verfahren die Errichtung von 11 Anlagen gleichmäßig verteilt über den Zeitraum von 2012 bis 2030 vorgesehen, dann sind die Differenzkosten aufgrund der Größe der Anlagen von Anfang an größer als im Falle von FIX-Phos und kumulieren über einen längeren Zeitraum, da erst 2027 mit der Erreichung des Break-even-Punktes zu rechnen ist. So kommt es, wie

¹⁸ Bei dem Vorschlag, P-haltige Klärschlammasche „zwischenzulagern“ bis die Kosten der Rückgewinnungsanlagen gesunken sind, wird meist übersehen, dass die Kosten nur dann aufgrund von Lerneffekten sinken können, wenn die Technik tatsächlich implementiert wird. Die Kosten der Deponierung von Klärschlammasche betragen Kap. 4 zufolge aufgrund der hohen Anforderungen hinsichtlich Boden- und Grundwasserschutz 1,50 Euro pro kg P.

aus Tabelle 9.3 ersichtlich, zur Kumulation eines Differenzkostenbetrags in Höhe von 37,9 Mio. €. Das ist nur rund ein Achtel der kumulierten Differenzkosten des PASCH-Verfahrens. Den Kostenvorteilen des Ash Dec-Verfahrens steht allerdings der Nachteil gegenüber, dass im Gegensatz zu PASCH kein reines Phosphat gewonnen wird, das analog zum Rohphosphat in die industriellen Düngemittelproduktion Eingang finden könnte, sondern eine weitgehend von Schadstoffen entfrachtete Klärschlammasche, die unmittelbar in der Landwirtschaft eingesetzt werden könnte. Hierfür existiert gegenwärtig aber noch kein Vertriebsnetz, außerdem ist die Handhabung für die Landwirte mit gewissen Umstellungen verbunden. Beides stellt nicht zu vernachlässigende Barrieren für eine schnelle Markteinführung dar.

Tabelle 9.3: Aufbau von P-Rückgewinnungskapazitäten auf Basis des Ash Dec-Verfahrens und daraus resultierende Differenzkosten

Jahr	Kumulierte Rückgewinnungskapazität [Mg P/a]	Kumulierte Rückgewinnungsmenge [Mg P]	Spezifische Rückgewinnungskosten [€/Mg P]	P-Referenzkosten [€/Mg P]	Differenzkosten (1000 €)	Kumulierte Differenzkosten (1000 €)
2012	1.650	1.650	2.199	1.058	-1.882	-1.882
2013	1.650	3.300	2.199	1.085	-1.838	-3.720
2014	3.300	6.600	1.973	1.112	-2.843	-6.563
2015	3.300	9.900	1.973	1.141	-2.747	-9.310
2016	4.950	14.850	1.853	1.172	-3.369	-12.679
2017	6.600	21.450	1.772	1.204	-3.748	-16.427
2018	6.600	28.050	1.772	1.236	-3.538	-19.964
2019	8.250	36.300	1.711	1.270	-3.642	-23.606
2020	9.900	46.200	1.663	1.306	-3.542	-27.148
2021	9.900	56.100	1.663	1.343	-3.170	-30.318
2022	11.550	67.650	1.624	1.382	-2.790	-33.108
2023	13.200	80.850	1.591	1.422	-2.226	-35.334
2024	13.200	94.050	1.591	1.464	-1.670	-37.004
2025	14.850	108.900	1.562	1.509	-790	-37.795
2026	14.850	123.750	1.562	1.554	-113	-37.908
2027	16.500	140.250	1.536	1.602	1.086	-36.822
2028	16.500	156.750	1.536	1.651	1.888	-34.934
2029	18.150	174.900	1.514	1.703	3.438	-31.496
2030	18.150	193.050	1.514	1.758	4.436	-27.060

Quelle: Eigene Berechnungen

9.5.4 Nischen der P-Rückgewinnung

Bisher gingen wir davon aus, dass die Gewinnung von düngemittelwirksamem P den einzigen Nutzen der P-Rückgewinnung darstellt. Aus diesem Grund stellte der Phosphorsäurepreis die einzige relevante Referenz für die Wirtschaftlichkeit der Verfahren dar. Unberücksichtigt blieben dabei weitere Wirkungen der Anwendung der dargestellten Verfahren, die teilweise im vorangegangenen Teil des Berichts schon angesprochen wurden. So sind einige Verfahren (z. B. FIX-Phos) ursprünglich zu dem Zweck entwickelt worden, hohe Konzentrationen gelösten Phosphats im Schlammstrom nach Bio-P-Eliminierung so weit zu senken, dass es nicht mehr zu unerwünschten Nebenwirkungen wie der Inkrustierung von Rohrleitungen durch spontane Ausfällung kommt. Später gelangte man zu der Einsicht, dass das gefällte Phosphat statt kostenträchtig einer Entsorgung zugeführt zu werden auch erlöswirksam als Düngemittel verkauft werden könnte. Zwischenzeitlich hat es die Firma OSTARA geschafft, ein Verfahren und ein darauf aufbauendes Geschäftsmodell zu etablieren, das sich die Kombination beider Vorteile zunutze macht und damit die Schwelle zur Wirtschaftlichkeit schon heute erreicht. Das Berliner Verfahren und Airprex weisen ein vergleichbares Potenzial auf und FIX-Phos deutet von seiner Wirkungsweise her in eine ähnliche Richtung. Besondere Bedeutung gewinnen diese Synergieeffekte, wenn es darum geht die Zeit zu überbrücken, bis die Verfahren allein aufgrund der produzierten Düngemittel die Schwelle zur Wirtschaftlichkeit erreichen (siehe oben). Dabei muss man davon ausgehen, dass die positiven Nebeneffekte der P-Fällung nicht in allen Kläranlagen gleich groß und dementsprechend das Ausmaß des Synergieeffektes sehr unterschiedlich sein wird. Offensichtlich gibt es aber Kläranlagen, auf denen ein solches Geschäftsmodell schon heute profitabel betrieben werden kann. Sie stellen unter den gegebenen Umständen eine Nische dar, in der ein wirtschaftlicher Betrieb möglich ist, der außerhalb der Nische nicht möglich wäre. Sind die Umstände weniger günstig, hängt die Existenz einer solchen Nische von einer entsprechenden Senkung der Kosten ab. Die Nische mit den günstigeren Bedingungen ist i.d.R. kleiner, erlaubt aber günstigenfalls durch die Realisierung von Skalen- und Lerneffekten und die damit einhergehende Kostensenkung das Erreichen der nächstgrößeren Nische mit weniger günstigen Bedingungen. Im günstigsten Fall kann durch die Kombination technischen Fortschritts und die Erschließung geeigneter Nischen eine lückenlose Kette von Geschäftsgelegenheiten geschaffen werden, die letztlich bis zur Wettbewerbsfähigkeit auf dem Massenmarkt (im Fall des P-Recyclings mit dem Phosphorsäurepreis als Referenz) führt. In diesem Fall wäre keinerlei Subventionierung der neuen Technologie notwendig. Aber auch unter weniger günstigen Umständen kann durch die Nutzung von (Markt-)Nischen auf jeden Fall eine Senkung der spezifischen Kosten der P-Rückgewinnung erzielt werden, wie sie in Abbildung 9.6 schematisch dargestellt ist. Dadurch wird nicht nur der Break-even-Punkt früher erreicht, sondern auch der Subventionierungsbedarf entscheidend reduziert (vgl. grüne Fläche gegenüber orange und grüne Fläche). Die

gezielte Nutzung von Nischen zur Erzielung dieses Effektes wird in der Literatur auch als *strategisches Nischenmanagement* bezeichnet (KEMP et al., 1998).

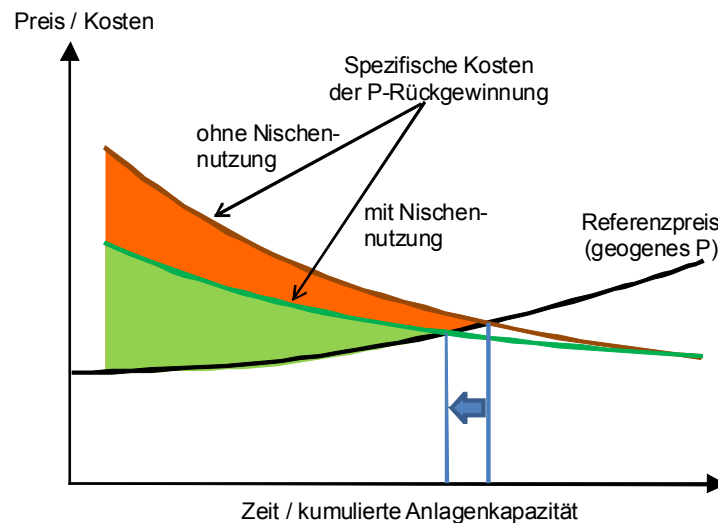


Abbildung 9.6: Schematische Darstellung der Nutzung von Nischenmärkten zur Senkung der Kosten des P-Recyclings

Leider lässt sich aufgrund der vorhandenen Daten keine quantitative Aussage hinsichtlich der Größe der Nischen auf dem Markt für P-Dünger machen. Daher lässt sich auch nicht festzustellen, ob die Kette von Nischen bis zum Erreichen der Wirtschaftlichkeit auf dem Massenmarkt geschlossen werden kann. Aber selbst wenn dies nicht möglich wäre, so trüge das strategische Nischenmanagement, wie in Abbildung 9.6 dargestellt, auf jeden Fall dazu bei, die gesellschaftlichen Kosten einer Förderung der P-Rückgewinnung bspw. durch Subventionen oder die Einführung einer Rückgewinnungsquote so niedrig wie möglich zu halten.

9.6 Die Bedeutung deutscher Akteure bei Erforschung, Entwicklung und Betrieb von P-Recyclingtechnologien

9.6.1 Deutsche Forschung und Entwicklung im Bereich der P-Rückgewinnung aus Abwasser

Ein erster Hinweis auf die Bedeutung deutscher Forschungsinstitutionen bei der Erforschung von Technologien zum P-Recycling ergibt sich aus der Analyse der Herkunftsländer der in Abbildung 8.3 und im Anhang dargestellten Verfahren. Von den 20 dargestellten Verfahren wurden bzw. werden 14 in Deutschland erforscht, je zwei in den Niederlanden und Schweden und je eine in Dänemark, Norwegen, Finnland, USA und Kanada. Dass Deutschland bei der Erforschung des P-Recyclings eine herausragende Rolle spielt, wird auch aus der Anzahl der Konferenzbeiträge zur „International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams“ ersichtlich, die im Mai 2009 in Vancouver, Kanada, stattfand. Selbst wenn berücksichtigt wird, dass deutsche Forschergruppen, die sich mit dem

Thema P-Recycling beschäftigen, vom Projektträger besonders ermutigt wurden, ihre Ergebnisse auf der Konferenz vorzustellen, ist es doch bemerkenswert, dass die Zahl der deutschen Beiträge deutlich vor der der Gastgeber und weit vor der der USA lag. Im europäischen Vergleich ragen noch Spanien, Österreich, Schweden, Großbritannien und die Niederlande hervor (die dänischen Beiträge befassen sich ausschließlich mit Wirtschaftsdüngern), im außereuropäischen Vergleich China, Australien und Japan (vgl. Abbildung 9.7).

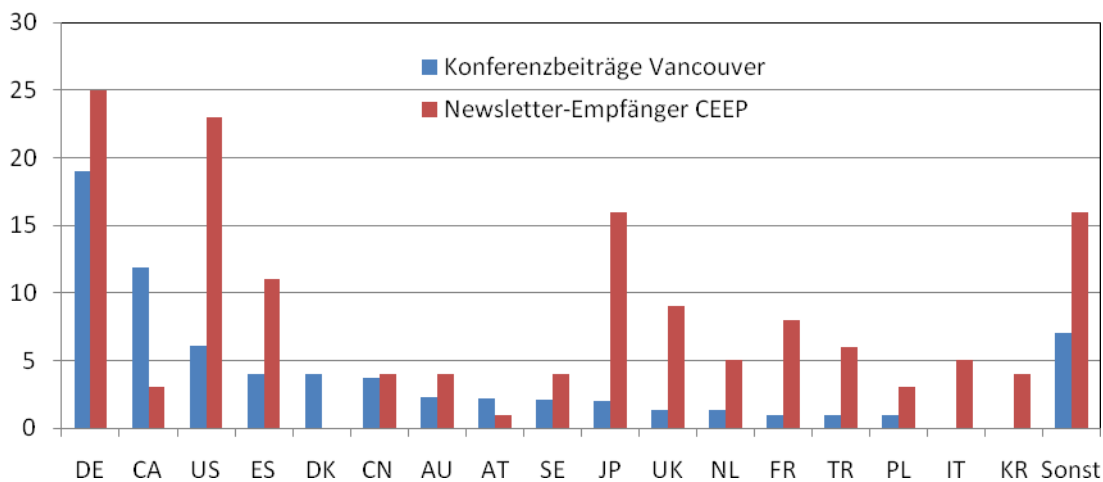


Abbildung 9.7: Internationaler Vergleich der Anzahl der Konferenzbeiträge in Vancouver 2009 und der News Group-Mitglieder der CEEP-Webseite (Stand: März 2010)

Zum Vergleich ist in Abbildung 9.7 auch noch die Anzahl der News Group-Mitglieder des CEEP (Centre Européen d'Études des Polyphosphates; www.ceep-phosphates.org), eines Informationsforums für die europäische Phosphatindustrie aufgeführt, das sich in der Vergangenheit auch intensiv mit dem Thema P-Recycling beschäftigt hat.¹⁹ Die Webseite wurde bis vor Kurzem in England betrieben, so dass nicht von einem standortbedingten Bias zugunsten deutscher Teilnehmer auszugehen ist. Spanier, Schweden, Briten, Niederländer, Franzosen, Türken, Polen und Italiener stellen sich im Vergleich zu Deutschland besser als bei den Beiträgen zur Konferenz in Vancouver, was angesichts der besonderen Anreize für deutsche Forscher nicht überrascht. Dennoch sind deutsche Forscher auch hier deutlich in der Überzahl. Interessant ist auch die hohe Zahl von US-Amerikanern und Japanern, die die Webseite offensichtlich als international zugängliche Informationsquelle für die Entwicklung in Europa nutzen.

Eine Besonderheit ist neben der hohen Zahl deutscher Forschungsprojekte und deutscher Forscher im Bereich des P-Recyclings die inhaltliche Breite bzw. Vielfalt der untersuchten Ansätze. Es werden nicht nur alle vier in Abbildung 8.3 aufgeführten Technologiestränge

¹⁹ Vor Kurzem wurde das Thema P-Recycling auf die Webseite www.phosphorus-recovery.tu-darmstadt.de des Institutes IWAR der TU Darmstadt ausgegliedert.

bearbeitet, sondern es kommen weitere, wie die Urinseparation, hinzu. Außerdem beschäftigt sich die Forschergemeinde nicht nur mit der P-Rückgewinnung in Deutschland, sondern bspw. auch in Entwicklungsländern. Im Gegensatz dazu werden in anderen Ländern deutliche Schwerpunkte gesetzt, die meist mit nationalen Besonderheiten im Zusammenhang stehen. In den Niederlanden bspw. ist die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes (wie auch in der Schweiz) nicht möglich. Der Klärschlamm muss nicht zuletzt aus Platzgründen verbrannt werden, weshalb vor allem die P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche im Fokus des Interesses steht. In Schweden dagegen ist die Verbrennung kein Thema. Stattdessen wird dort versucht, durch eine weitgehende Vergärung des Klärschlammes möglichst energieeffizient zu arbeiten und das Klärschlammvolumen so weit wie möglich zu reduzieren. Folgerichtig setzen die dort untersuchten Rückgewinnungsverfahren an der Klärschlammvergärung an. Ein weiteres Land, das sich mit Nährstoffrecycling vor allem in der Landwirtschaft beschäftigt, ist Dänemark, wobei wegen der verbreiteten Stickstoffüberschüsse Stickstoff anstelle von Phosphor im Fokus des Interesses steht.

9.6.2 Im größeren Maßstab umgesetzte Verfahren in Deutschland

9.6.2.1 Berliner Verfahren und AirPrex

Ein großtechnisches Verfahren zur Lösung von Inkrustationsproblemen bei der Faulung und in den nachgeschalteten Rohrleitungen wurde von den Berliner Wasserbetrieben entwickelt. In diesem als „Berliner Verfahren“ bezeichneten Prozess wird der ausgefautete Schlamm im Vorlagebehälter für die Zentrifugen gleichzeitig einer P-Fällung unterzogen. Dem Faulschlamm wird Magnesiumchlorid hinzu dosiert, um an dieser Stelle eine gezielte MAP-Ausfällung zu erhalten. Da sich das gefällte MAP nur zur Hälfte am Behälterboden absetzt (wo es abgezogen werden kann), wurde zur weiteren Verbesserung des Abscheidungsprozesses zunächst der Einsatz eines Hydrozyklons, später dann eines Airlift-Reaktors untersucht (STUMPF et al., 2009). Diese Untersuchungen waren so vielversprechend, dass zurzeit ein großtechnischer Airlift-Reaktor (800 m³) eingefahren wird. Das MAP-Produkt wird im Anschluss gewaschen (Sandwäscher) und getrocknet. Die Grenzwerte entsprechend Düngemittelverordnung von 2003 werden eingehalten. Das MAP ist als Düngemittel zugelassen. Unter dem Namen AirPrex wird das Verfahren außerdem von der Hamburger Firma PCS Consult in Lizenz der Berliner Wasserwerke vermarktet (PCS-CONSULT, 2010).

9.6.2.2 Seaborne-Verfahren

Das Seaborne-Verfahren wurde zur Rückgewinnung von Phosphat aus gefaultem Klärschlamm und Gülle entwickelt. Nach einer halbtechnischen Anlage, die seit 2000 in Owschlag (Schleswig-Holstein) in Betrieb ist (SCHULZ UND SCHULTZE, 2001), hat im Jahr 2007 in Gifhorn (Ostniedersachsen) eine großtechnische Anlage in vereinfachter Verfahrens-

variante den Betrieb aufgenommen. Klärschlamm wird hier durch Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid hydrolysiert, die organischen Reststoffe werden durch eine Zentrifuge abgetrennt und anschließend verbrannt. Die in der sauren Lösung enthaltenen Schwermetalle werden durch eine sulfidische Fällung entfernt. Das in der Lösung enthaltene Phosphat wird durch Zugabe von Magnesiumhydroxid und Natronlauge als MAP gefällt und mittels Zentrifuge abgetrennt (MÜLLER, 2004). Derzeit wird die Seaborne-Anlage in Gifhorn aus wirtschaftlichen Gründen (hohe Chemikalienpreise, geringe Phosphorpreise) bei pH 5 gefahren. So können zulasten einer um 50 Prozent reduzierten P-Ausbeute Chemikalienkosten (Schwefelsäure, Natronlauge) eingespart werden (BAYERLE, 2009). Die Kosten für die Chemikalien zur Einstellung eines pH-Wertes von 5 werden durch eine höhere Gasausbeute bei der Faulung und bessere Entwässerbarkeit eingespart. Das P-Produkt (MAP) wird getrocknet und direkt in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt. Der restliche Schlamm wird getrocknet, in einem Kompostwerk kompostiert und anschließend ebenfalls landwirtschaftlich genutzt. Das Verfahren erfährt zurzeit keine Förderung.

9.6.2.3 Stuttgarter Verfahren

Beim „Stuttgarter Verfahren“ wird Phosphat zunächst mittels Säure aus dem anaerob stabilisierten Klärschlamm zurückgelöst, durch Komplexierung mit Zitronensäure von Schwermetallionen befreit und dann als Magnesiumammoniumphosphat (MAP) gefällt. Es hat den Vorteil, dass es auch in Kläranlagen mit P-Eliminierung auf der Basis von Eisensalzen durchgeführt werden kann und daher seitens der Abwasserbehandlung keine Verfahrensumstellungen erforderlich sind. Nach Entwicklung und Erprobung im Labormaßstab in den Jahren 2003 und 2004 wurde das Stuttgarter Verfahren zunächst zum halb-technischen Maßstab (1 m³ Reaktorvolumen) weiterentwickelt (2006 bis 2007), wobei eine Rückgewinnungsquote von 70% stabil erreicht wurde. Zwischenzeitlich wurde auf der Kläranlage Offenburg-Grießheim eine Modellanlage mit 20 Kubikmetern Reaktorvolumen errichtet, mit der der Klärschlamm von 5.000 bis 10.000 Einwohnern behandelt werden kann (MUNV, 2011). Das ausgefällte MAP kann unmittelbar als Mehrnährstoffdünger verwendet werden.

9.6.2.4 Ash Dec-Verfahren

Beim Ash Dec-Verfahren der finnischen Firma Outotec²⁰ wird die P-haltige Klärschlamm-Asche selbst in ein Düngeprodukt überführt.

²⁰ Das Verfahren Ash Dec wurde ursprünglich von der österreichischen ASH DEC Umwelt AG entwickelt und in Löben im Pilotmaßstab umgesetzt. Im EU-Projekt SUSAN wurde die Weiterentwicklung des Verfahrens durch die Bundesanstalt für Materialforschung (BAM), Berlin, unterstützt. Nach der Insolvenz Ende 2010 wurde die Firma von der finnischen Outotec aufgekauft. Die Weiterentwicklung des Verfahrens findet in der deutschen Niederlassung in Oberursel statt.

Dazu wird die Asche zunächst mit Säure und chlorhaltigen Verbindungen versetzt und gebrannt, wodurch die Schwermetalle zu Schwermetallchloriden umgewandelt werden, die im Verlauf des Brennprozesses bei einer Temperatur von 950°C als Chloride verdampfen. Danach wird durch Mischen des gebrannten Materials und ggf. Zugabe von Phosphor, Kalium und Stickstoff die für das Düngemittel gewünschte Nährstoffzusammensetzung eingestellt und abschließend, um ein gutes Handling des Düngers für die Landwirte zu gewährleisten, eine Pelletierung vorgenommen. Das entstandene Produkt entspricht der Düngemittelverordnung und kann nach einer Zulassung an die Landwirtschaft verkauft werden (PRINZHORN, 2005). Wie Pflanzenversuche an der ETH Zürich (HERMANN, 2010) sowie im AP 3 des PHOBE-Projekts gezeigt haben, hat das von Ash Dec produzierte Phosphatprodukt PhosKraft eine mit Handelsdünger (TSP) vergleichbare Düngewirkung. Die Ash Dec-Technologie wurde über längere Zeit erfolgreich im halbtechnischen Maßstab erprobt. Die Hochskalierung zur großtechnischen Anlage ist auf dem Papier bereits erfolgt. Es werden zurzeit mehrere Standorte für eine Großanlage geprüft (HERMANN, 2010). Die Verfahrenskosten werden von der Firma Ash Dec mit 2,20 €/kg P angegeben.

9.6.2.5 Mephrec-Verfahren

Beim Mephrec-Verfahren wird in einem metallurgischen Verfahrensschritt eine Sauerstoff-Schmelz-Vergasung von P-haltigen Materialien wie Klärschlamm (oder Klärschlammasche) durchgeführt. Dazu wird der brikettierte Klärschlamm vergast und seine Aschebestandteile bei 2000°C eingeschmolzen. Die Phosphatfraktion kann (bei 1450°C) von den (Schwer-) Metallen getrennt abgestochen werden und liegt nach Erstarrung im Wasserbad in einer gut pflanzenverfügbaren Form vor. Das Düngeprodukt ist mit der Düngemittelverordnung konform. Für das bisher im Technikumsmaßstab (300 kg Schlacke/h) realisierte Verfahren befinden sich größere Anlagen in der Planung. Mit einer Machbarkeits-Studie im Auftrag der Stadt Nürnberg konnte nachgewiesen werden, dass der Mephrec-Prozess auf einer Kläranlage aufgrund der Nutzung der im Klärschlamm (anstelle entsprechender Asche) enthaltenen Energie so gestaltet werden kann, dass die P-haltige Schlacke zu wettbewerbsfähigen Preisen auf den Markt gebracht werden kann. 2012 soll auf dieser Grundlage eine Demo-Anlage mit 500 Mg und 2014 eine Produktionsanlage mit 7.500 Mg Jahreskapazität errichtet werden. Aufbauend auf einer weiteren Machbarkeitsstudie für den Einsatz des Mephrec-Verfahrens beim P-Recycling aus der Asche der Monoverbrennungsanlage Lünen sollen 2013 bis 2015 weitere Demo- und Produktionsanlagen mit Kapazitäten von 1000 bzw. 20.000 Jahrestonnen entstehen.

9.6.3 Konkurrenz aus dem Ausland

In den Niederlanden ist die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes aus Gründen mangelnder öffentlicher Akzeptanz, wegen sehr niedriger Schadstoffgrenzwerte und weil aus der Massentierhaltung bereits ausreichend Wirtschaftsdünger zur Verfügung steht, praktisch

ausgeschlossen. Die jedes Jahr in den Niederlanden anfallenden 350.000 Tonnen Klärschlamm werden daher fast ausschließlich thermisch entsorgt, zumal damit auch dem Ziel der weitgehenden Volumenreduktion Rechnung getragen werden kann. 55% des Klärschlammes werden dabei zwei Monoverbrennungsanlagen zugeführt, 35% werden in Kraftwerken und 5 Prozent in Müllheizkraftwerken mit verbrannt. 5% werden u. a. nach Deutschland exportiert (EUWID, 2009). In der Vergangenheit wurde mit Hilfe des DHV Crystalactors Phosphor als Kalziumphosphat aus dem Klärschlammwasser im großen Maßstab auskristallisiert und diente als Rohstoff für die industrielle Phosphorproduktion mittels des Thermphos-Verfahrens. In jüngerer Zeit sind die P-Konzentrationen aber gesunken, wodurch das gewonnene Kalziumphosphat teurer wurde und mit Rohphosphat als P-Quelle nicht mehr konkurrieren konnte. Die Anlage in Geestmeranbracht wurde daher infolge mangelnder Wirtschaftlichkeit vor kurzem geschlossen. Nun versucht man stattdessen, Klärschlammmasche unmittelbar als Substitut für Rohphosphat zu verwenden (KORVANG, 2010). Dazu darf der Eisengehalt einen gewissen Schwellenwert (0,2 mol Fe/mol P) nicht überschreiten. Tatsächlich liegt das Verhältnis im Durchschnitt bei 0,6 bis 0,8. Zur Lösung des Problems werden gegenwärtig zwei Strategien besprochen: erstens die getrennte Sammlung und Verbrennung Fe-armen Klärschlammes aus Kläranlagen mit Bio-P-Eliminierung und zweitens die Umstellung von Fe- auf Al-Salze bei der chemischen P-Eliminierung. Das Non-Profit-Unternehmen SNB, das eine der beiden Monoverbrennungsanlagen betreibt, sieht gute Chancen, auf diese Weise bis 2015 den Phosphor aus 30 Prozent des niederländischen Klärschlammes zu recyceln. Dabei geht SNB davon aus, dass die P-Rückgewinnung wirtschaftlich tragfähig sein wird, d. h. ohne zusätzliche Kosten erfolgen kann, weil die Klärschlammmasche dann nicht mehr kostenpflichtig auf dem in den Niederlanden knappen Deponieraum entsorgt werden muss, sondern Thermphos für die P-Quelle Klärschlammmasche sogar noch etwas zahlt (KORVANG, 2010). Wie ernst das Thema Nährstoffrückgewinnung in den Niederlanden genommen wird, lässt sich aus der Gründung der „Nutrient platform“ ersehen, die im Dezember 2010 ins Leben gerufen wurde und in der sich etwa ein Dutzend Unternehmen, Verbände, NGOs und die Politik gemeinsam daran machen, eine landesweite Strategie zur Rückgewinnung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe zu entwickeln (<http://www.phosphaterecovery.com/news/current-news/launch-of-nutrient-platform/1018>).

Seit Mai 2009 sind in Nordamerika drei Ostara-Reaktoren im Einsatz, die täglich 1.500 kg Struvit produzieren. Das PEARL-Verfahren wurde in Kanada (University of British Columbia) entwickelt und von der Firma Ostara in den letzten Jahren bis zum großtechnischen Einsatz weiterentwickelt. Das Verfahren ist dem DHV-Crystalactor ähnlich. Aus Prozesswasser wird durch Dosierung von Magnesiumchlorid in einem Schwebebettreaktor Struvit gewonnen. Ca. 90% des im Prozesswasser gelösten Phosphats werden durch das Verfahren recycelt. Das Struvit wird in Form von staubfreien Pellets produziert, die direkt als (Langzeit-) Rasendünger (Crystal Green) zum Einsatz kommen. Eine Besonderheit am PEARL-

Verfahren stellt auch das Geschäftsmodell dar, wonach die Anlagen nicht einfach verkauft werden, sondern die Nutzer für den erfolgreichen Betrieb, d. h. die Eliminierung von P aus dem Schlamm zahlen (BRITTON, 2009). Im Vordergrund steht dabei die Vermeidung von Komplikationen durch zu hohe P-Konzentrationen im Schlammstrom. Die Rückgewinnung des Phosphors ist eine Möglichkeit, mit Hilfe des anfallenden Nebenproduktes einen zusätzlichen Deckungsbeitrag zu Erlösen. Eine Variante der hier dargestellten Verfahren ist das in Japan entwickelte Phosnix-Verfahren (NAWA UND MATSUSHITA, 2009).

9.7 Lead Market-Potenzial der P-Rückgewinnung

Im Zuge der zunehmenden Verbreitung von Umwelttechnologien treten neben den positiven Umwelt- und Nachhaltigkeitswirkungen zunehmend auch die wirtschaftlichen Auswirkungen eines zunehmenden Engagements in diesem Technologiebereich in den Fokus des politischen Interesses. Sowohl auf der europäischen Ebene in der Diskussion von „Europe 2020 – A strategy for smart, sustainable and inclusive growth“ als auch in Deutschland in der Initiative Innovation und Umweltschutz des BMU wird in jüngerer Zeit zunehmend versucht, aus den umweltpolitischen Notwendigkeiten auch wirtschafts- und industrie-politischen Nutzen zu schlagen, indem sich die entsprechenden Industrien mit ihren innovativen Technologien für die Zukunft als weltweite Anbieter profilieren.

Dabei ist schon heute absehbar, dass neben der preislichen Wettbewerbsfähigkeit vor allem der Qualitätswettbewerb von Bedeutung sein wird. Das heißt, dass die Chancen für das Einnehmen der Position eines überregionalen Marktführers am größten sind bei technologieintensiven Umwelt- und Nachhaltigkeitsgütern, für die in der jeweiligen Volkswirtschaft eine hohe Innovationsfähigkeit sowie eine frühzeitige Marktpräsenz und Spezialisierung existiert (PORTER und VAN DER LINDE, 1995). Damit eine solche Vorreiterstellung tatsächlich zustande kommt, müssen zwei grundlegende Bedingungen erfüllt sein. Einerseits muss im Ausland eine Nachfrage nach den umwelt- bzw. nachhaltigkeitsrelevanten Gütern entstehen. Daran kann im Fall der P-Rückgewinnung aus Abwasser bzw. Klärschlamm mittelfristig kaum ein Zweifel bestehen, da die absehbare zunehmende Knappheit und der dadurch induzierte Preisanstieg bei Rohphosphat in allen Ländern mit landwirtschaftlicher Produktion zu einem wachsenden Problemdruck führen wird.

Andererseits muss die Vorreiterposition auch dann noch gehalten werden, wenn der Markt nachfrageseitig wächst und damit naturgemäß Anreize für das Auftreten zusätzlicher Anbieter auch im Ausland entstehen (TAISTRA, 2001). Unter den Bedingungen der Globalisierung sind entscheidende Voraussetzungen für den Erfolg eines nationalen Innovationssystems die Etablierung von Leistungsverbänden, die aus Kombinationen von technologischer Leistungsfähigkeit auf der Angebotsseite mit einer gegenüber Innovationen aufgeschlossenen und frühzeitige Lerneffekte begünstigenden Nachfrage sowie ihrer Integration in ausdifferenzierte Produktionsstrukturen bestehen. Da diese Verbände schwer transferierbar sind, verbleiben sie auch nach Entstehung eines Auslandsmarkts noch eine

gewisse Zeit im Inland (MEYER-KRAHMER, 2004). Folgende Faktoren sind für die Etablierung derartiger Vorreitermärkte relevant (WALZ et. al., 2009):

- Technologiebezogene Faktoren auf der Angebotsseite,
- Marktkontext-Faktoren auf der Nachfrageseite,
- Regulierungsbedingte Faktoren sowie
- Ausprägung der produktions- und wissensbezogenen Verlagerungsfaktoren.

9.7.1 Innovationsfördernde Faktoren auf der Angebotsseite

Die Erschließung eines neuen Marktes durch einen innovativen Vorreiter ist besonders attraktiv, da die Möglichkeit besteht, eine Innovationsrente zu realisieren. Dies gilt auch für die Ausweitung des Marktes in andere Länder, solange es dort noch keine Wettbewerber mit gleichen Innovationen gibt. Allerdings neigt die Innovationsrente aufgrund von Wissensspillover und Konkurrenz zu einer deutlichen Abnahme im Zeitverlauf. Diese Abnahme geht mit einer Reduktion der Bedeutung technologischer Faktoren einher, die sich bei vielen, vor allem Massenprodukten, in der Herstellung preiswerter Kopien widerspiegelt. Weniger stark ist die Erosion der Innovationsrente hingegen, wenn eine permanente Weiterentwicklung vorhandener Technologien stattfindet und dadurch der Abstand zwischen dem Marktführer und den Verfolgern längerfristig bestehen bleibt (Vgl. Technology Gap-Theory von POSNER, 1961).

Messen lässt sich diese Weiterentwicklung und die Verfügbarkeit des dazu notwendigen Know-hows einerseits besonders in technologieintensiven Branchen relativ unmittelbar anhand der Höhe der entsprechenden Forschungs- und Entwicklungsausgaben (FuE) und der Zahl der Patente, mit deren Hilfe ein so geschaffener Wissensvorsprung gesichert werden soll (BLIND, 2001). Andererseits können bei einer entsprechenden Marktreife des Produktes auch Außenhandelszahlen und hier vor allem Exportüberschüsse als Indikatoren verwendet werden, anhand derer sich ein technischer Vorsprung in besonderer Weise manifestiert (FAGERBERG, 1988).

Da für die Anlagen zur P-Rückgewinnung noch kein Markt und mithin kein Außenhandel existiert, ist die Anwendung des entsprechenden Indikators in diesem Fall nicht möglich. Hinsichtlich der FuE-Ausgaben sind Daten, wenn überhaupt, nur aus Deutschland und auch hier nur zur öffentlichen Förderung verfügbar, so dass auch in diesem Fall ein Vergleich nicht möglich ist. Schließlich ist auch die Anzahl der Patente zu gering um statistisch belastbare Aussagen zum Vergleich der technischen Leistungsfähigkeit verschiedener Länder zuzulassen. Der einzige verfügbare Hinweis auf die relative technische Leistungsfähigkeit verschiedener in der P-Rückgewinnung engagierter Länder besteht im Vergleich der Anzahl einschlägiger Konferenzbeiträge, wie er in Kapitel 9.6.1 (vgl. Abbildung 9.7) durchgeführt wurde. Dort nimmt Deutschland mit deutlichem Abstand die Spitzenposition ein. Es muss

aber darauf hingewiesen werden, dass Konferenzbeiträge ebenso wie Beiträge in Fachzeitschriften marktfernerer Know-how mit geringerer wirtschaftlicher Relevanz darstellen als es bei Patenten der Fall ist. Daher können keine direkten Schlussfolgerungen hinsichtlich der Marktrelevanz getroffen werden. Wenn – im Extremfall – gar keine wirtschaftliche Verwertung der Forschungsergebnisse stattfindet, dann würde aus diesen Forschungsergebnissen auch keine wirtschaftliche Vorreiterrolle entspringen.

9.7.2 Marktkontextfaktoren auf der Nachfrageseite

Besonders im Bereich der Verfahrenstechnik, der auch die P-Rückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm zuzuordnen ist, wird der technische Fortschritt nicht allein durch das technisch Mögliche bestimmt, sondern durch die technischen Anforderungen, die sich aus dem technischen und organisatorischen Kontext ergeben, in den die neue Technologie eingefügt werden muss. In dieser nachfragegetriebenen Innovationsentwicklung steht nicht die Technologie selbst, sondern der daraus entspringende Kundennutzen im Vordergrund. Im Kontext der P-Rückgewinnung bedeutet das, dass trotz des Bestrebens, Phosphor aus Abwasser oder Klärschlamm zurückzugewinnen, die reibungslose Behandlung des Abwassers und die wirtschaftliche Entsorgung des Klärschlammes oberste Priorität haben. Gegebenenfalls müssen sowohl an den Prozessen innerhalb der Kläranlagen als auch am Rückgewinnungsverfahren Veränderungen vorgenommen werden, damit das P-Recycling effizient betrieben werden kann. Die Betreiber der Kläranlage nehmen dabei eine wichtige Rolle ein, da sie den Innovationsprozess und seine Richtung mit beeinflussen.

Implizit deutet sich dabei ein weiterer Faktor an, der für das Potenzial einer Technologie zu internationaler Wettbewerbsfähigkeit zu gelangen von entscheidender Bedeutung ist: der Anspruch des Kunden. Auf der Nachfrageseite geben anspruchsvolle Kunden dem innovierenden Unternehmen Informationen über ihre spezifischen Bedürfnisse und rückkoppeln die Passfähigkeit neuer Lösungen (PORTER, 1990). Im Bereich der Abwasserbehandlung in Deutschland sind es die Betreiber der Kläranlagen, die hohe Ansprüche an die Zuverlässigkeit des Betriebs und die Einhaltung der Grenzwerte stellen, die Ihnen von den Wasserbehörden auferlegt werden. Deutschland zählt zu den Ländern mit dem höchsten Anschlussgrad der Einwohner an die Kanalisation und eine fortgeschrittene Abwasserbehandlung. Außerdem treten nicht zuletzt aus Gründen der Kosteneffizienz und des Klimaschutzes mehr und mehr auch Gesichtspunkte der Energie- und Ressourceneffizienz in den Vordergrund.

Im Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage übt schließlich auch die Marktstruktur Einfluss auf die Wettbewerbs- bzw. Vorreiterposition deutscher Anbieter von P-Rückgewinnungstechnologien aus, indem auf hart umkämpften Märkten einerseits der Innovationsdruck zur Aufrechterhaltung der Wettbewerbsfähigkeit am größten ist, andererseits aber auch eine größere Zahl von Innovationsdesigns im Markt getestet werden kann (BEISE und CLEFF, 2004). Im Falle der P-Recyclingtechnologien steht auf der Anbieterseite eine große

Zahl von Forschungsinstitutionen und Unternehmen der Verfahrenstechnik. Auf der Nachfrageseite stehen „Unternehmen“, die zwar in den meisten Fällen nicht marktwirtschaftlich organisiert sind, die aber politisch unter einem beträchtlichen Druck stehen, mit dem Geld der (Abwasser-) Gebührensahler wirtschaftlich zu haushalten. Alles in allem weist der deutsche Markt hier eine signifikante Größe auf, auf deren Grundlage, wie in Kapitel 9.5 (insbesondere Abbildung 9.5) dargestellt, in nennenswertem Umfang Lern- und Skaleneffekte realisiert werden können.

9.7.3 Regulierungsbedingte Faktoren

Die Regulierung nimmt bei der P-Rückgewinnung wie bei den meisten Umwelt- und nachhaltigkeitsrelevanten Technologien eine besondere Rolle ein, da es aufgrund der Internalisierung externer Kosten oder den kurzfristigen wirtschaftlichen Interessen widersprechenden langfristigen Kosten-Nutzen-Kalkülen zumindest zu Beginn der jeweiligen Technikentwicklung meist nicht zum Einsatz der neuen Technologien kommen würde. Die Regulierung stellt also in diesen Fällen einen starken Treiber für die technische Weiterentwicklung dar.

Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch die Frage, welche Regulierungsinstrumente zweckmäßigerweise zum Einsatz kommen sollten. Marktwirtschaftliche Instrumente wie z. B. Steuern (im vorliegenden Fall: auf geogenes Phosphat) oder der Handel mit einer begrenzten Zahl von Zertifikaten (hier: für die ungenutzte Deponierung von in Klärschlammasche enthaltenem P) werden häufig bevorzugt, da sie abgesehen von der allgemeinen Zielrichtung (der P-Rückgewinnung) die technische Entwicklung im Detail unbeeinflusst lassen. Ordnungsrechtliche Instrumente bspw. in Form bestimmter Grenzwerte oder Mindestrückgewinnungsquoten bergen demgegenüber die Gefahr, dass sie die Technikentwicklung in eine bestimmte Richtung drängen. Beispielhaft kann diese Problematik an der Gegenüberstellung der Verfahren FIX-Phos einerseits und Ash Dec oder PASCH auf der anderen Seite dargestellt werden. FIX-Phos ist (in der günstigsten Variante) kostengünstiger und unter Nutzung möglicher Synergieeffekte in Einzelfällen (= Nischen) eventuell sogar wirtschaftlich einsetzbar, was bei allen anderen Verfahren bislang nicht der Fall ist. Ein Nachteil besteht aber darin, dass wegen der begrenzten Zahl geeigneter Kläranlagen und der relativ geringen Ausbeute nur ein kleiner Teil des insgesamt im Klärschlamm vorhandenen Phosphors zurückgewonnen werden kann (in Rechenbeispiel in Kapitel 9.5.3 nur 5%). Würde an dieser Stelle also per Regulierung eine Mindestrückgewinnungsquote von bspw. 50 Prozent für jede Kläranlage vorgeschrieben, dann wäre der Einsatz dieses Verfahrens obsolet. Würde demgegenüber eine allgemeine Quote (von ebenfalls 50 Prozent) in Verbindung mit einer entsprechenden Menge handelbarer P-Deponierungszertifikate²¹ eingeführt, dann könnte

²¹ Ein Unternehmen darf nur in dem Umfang P-haltigen Klärschlamm bzw. -asche der Deponierung (oder anderen Entsorgungswegen) zuführen wie es über entsprechende Deponierungszertifikate verfügt. Reichen die Zertifikate nicht aus, weil nicht im erforderlichen Umfang

eine Mischung von Verfahren zum Einsatz kommen, von denen ein Teil durchaus eine Quote von deutlich weniger als 50% aufweist. Wenn in diesem Zusammenhang allen Klärwerken Zertifikate proportional zu den angeschlossenen Einwohner(werte) zugeteilt werden, dann können die Anlagen, die die wirksameren, aber auch teureren Verfahren zum Einsatz bringen, einen Teil ihrer Zertifikate an die anderen, weniger wirkungsvollen Anlagen verkaufen und damit einen Kostenausgleich herbeiführen. Diese Art der Regulierung wäre also technikoffen und würde alle erfolgsversprechenden Verfahren im jeweils erforderlichen Umfang fördern. Es würde somit eine Vielfalt von Innovationen gefördert, die im Hinblick auf die Erschließung ausländischer Märkte das größte Potenzial aufweist.

Alternativ könnte auch die Menge deponierten Phosphors besteuert oder zurückgewonnenen Phosphors subventioniert werden. Wenn hierbei aber ein einheitlicher Satz zur Anwendung käme, wäre schon jetzt absehbar, dass zunächst nur die kostengünstigsten Verfahren zur Anwendung kämen. Um eine Vielfalt innovativer Ansätzen voranzubringen wäre also eine differenzierte Subventionierung notwendig, wie sie auch bei der Einspeisung erneuerbarer Energien ins deutsche Stromnetz erfolgt. Obwohl dieser Regulierungsansatz sehr wirksam ist, weist er doch die Gefahr einer erheblichen Übersubventionierung auf.

9.7.4 Produktions- und wissensbezogene Verlagerungsfaktoren

Eine Gefahr beim Versuch der Konstituierung eines Vorreitermarktes besteht darin, dass nach der Expansion des ursprünglichen Inlandsmarktes ins Ausland auch die entsprechende Produktion ins Ausland verlagert wird. Das kann einerseits durch ausländische Unternehmen geschehen, die die Produkte der Vorreiterunternehmen kopieren; andererseits können auch im Inland ansässige Unternehmen ihre Produktion ins Ausland verlagern. Es gibt eine Reihe von Faktoren, die dieser Verlagerung entgegenwirken, von denen zwei besonders hervorgehoben werden (ASHEIM und GERTLER, 2005):

- Tacit Knowledge ist schwieriger über lange Distanzen zu kommunizieren als niedergeschriebenes Wissen, da es eben nicht kodifiziert ist und seine Bedeutungszusammenhänge sehr kontextbezogen sind. Es ist am besten durch persönlichen Kontakt zu übertragen, sein Transfer erfordert einen Grundstock an gemeinsamem Grundvertrauen. Dieses Argument gegen die Verlagerung richtet sich in erster Linie gegen das Kopieren durch ausländische Unternehmen.
- Die Learning Economy Hypothese von LUNDVALL und JOHNSON (1994) unterstreicht die Bedeutung von sozialen Interaktionen als Basis für die notwendigen Lernprozesse. Einen besonderen Stellenwert nehmen hierbei die User-Producer Beziehungen ein. Wissen

P-Rückgewinnung betrieben wird, müssen Zertifikate von anderen Unternehmen erworben werden, die mehr Rückgewinnung betreiben und daher ihre Zertifikate nicht in vollem Umfang in Anspruch nehmen.

fließt nicht unidirektional von den Technologieherstellern zu den Anwendern, sondern auch von den Anwendern zu den Herstellern. Dieses Argument richtet sich vor allem gegen die Verlagerung der Produktionsstätten inländischer Unternehmen ins Ausland.

Für die P-Rückgewinnung spielen beide Faktoren eine wichtige Rolle. Die Implementierung der P-Rückgewinnung in bestehende Kläranlagen setzt spezifische Kenntnisse der dort ablaufenden Prozesse voraus. Diese hängen hinsichtlich ihres Typs, aber auch des am besten angepassten Betriebs von den jeweils herrschenden, spezifischen Umständen ab. Ursachen für die Verschiedenheit können bspw. durch Unterschiede in der Qualität des Abwassers, der Mikrobiologie, des verwendeten P-Eliminierungsverfahrens, der Schlammbehandlung und des verfügbaren Platzes begründet sein. Nicht alle Spezifika dieser Unterschiede ergeben sich unmittelbar aus der verwendeten Anlagenkonfiguration, sondern müssen als Tacit Knowledge von den die Kläranlage betreibenden Fachleuten an die Designer der P-Rückgewinnungsanlagen kommuniziert werden. Außerdem stehen die Betreiber von Kläranlagen in engem Kontakt miteinander und tauschen Erfahrungen aus, die sie ggf. mit verschiedenen Verfahren der P-Rückgewinnung machen. Daraus ergeben sich noch intensivere User-User- sowie User-Producer-Beziehungen. In Deutschland spielt die DWA (Deutsche Gesellschaft für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) beim Informationsaustausch eine Schlüsselrolle. Hier wird für wichtige Problemkomplexe (wie sie bspw. auch die P-Rückgewinnung aus Abwasser darstellen könnte) jeweils eine Arbeitsgruppe gebildet, in der Ingenieure, Praktiker, Wissenschaftler und Personen aus der Verwaltung Informationen zu möglichen Problemlösungen sammeln, strukturieren, diskutieren und Möglichkeiten der Reaktion zusammenfassen. Sowohl die Art als auch die Intensität der Kommunikation im Bereich der P-Rückgewinnung aus Abwasser tätigen Unternehmen lässt es also relativ unwahrscheinlich erscheinen, dass einmal entstandene Vorreitermärkte in starkem Maße durch Produktionsverlagerungen in ihrem Bestand gefährdet sind.

Hinsichtlich einer möglichen Vorreiterrolle Deutschlands bei Verfahren der P-Rückgewinnung kann also zusammengefasst werden, dass hinsichtlich der Technologieverfügbarkeit auf der Angebotsseite aufgrund der vielfältigen, besonders von BMBF und BMU geförderten Forschung der vergangenen Jahre in Deutschland ein großes Potenzial besteht. Damit dieses Potenzial tatsächlich zur Entstehung eines Marktes für P-Rückgewinnungstechnologie führt, ist es aber notwendig, das vorhandene Know-how bald zu nutzen. Bleibt es längere Zeit ungenutzt, dann geht es nicht zuletzt deswegen verloren, weil sich die damit befassten Wissenschaftler, Forscher und Unternehmen anderen Forschungsgebieten zuwenden werden. Auch auf der Nachfrageseite sind die Voraussetzungen zur Ausbildung eines Lead Markets gut, weil die Abwasseraufbereitung in Deutschland hoch entwickelt ist und damit einerseits gute Ankoppelungsmöglichkeiten an die vorhandene Technologie bestehen. Andererseits stellen die Betreiber der Kläranlagen eine Kundschaft dar, die hohe Ansprüche an das Funktionieren der neuen P-Rückgewinnungstechnologie sowie daran

stellt, dass die hinzukommenden Technikkomponenten die bestehenden in ihren Funktionen nicht beeinträchtigt. Sowohl auf der Angebots- als auch der Nachfrageseite gibt es eine große Zahl von Akteuren, die teilweise (vor allem auf der Anbieterseite) miteinander im Wettbewerb stehen, auf jeden Fall aber einem starken Druck ausgesetzt sind, effizient zu wirtschaften. Daher wären auch hinsichtlich der vorhandenen Marktstruktur die Voraussetzungen für hohe Innovativität und die Ausbildung einer Vorreiterrolle auf einem Markt für P-Rückgewinnungstechnologie gut. Schließlich weist der Markt in Deutschland auch eine Größe auf, die ausreicht, schon auf dem inländischen Markt wichtige Schritte in Richtung einer hohen Wettbewerbsfähigkeit zu gehen.

Da von einzelnen Nischen abgesehen bisher kein P-Rückgewinnungsverfahren wirtschaftlich arbeitet, kommt der Regulierung als Anreiz für eine trotzdem durchzuführende Rückgewinnung zu Beginn eine wichtige Rolle zu. Hier kann die Politik auch durch die Wahl eines geeigneten Regulierungsinstruments zur Schaffung einer Marktnische beitragen, die groß genug ist um sukzessive an Wettbewerbsfähigkeit zu gewinnen und allmählich in dem Markt aufzugehen, in dem Rohphosphat den Referenzpreis darstellt. Ist dieser Punkt erst einmal erreicht, kann die Technologie auch in anderen Ländern ohne Regulierung eingesetzt werden. Dabei wird der hohe Anteil von nicht kodifiziertem Know-how und die Enge der User-Producer-Beziehungen dafür sorgen, dass der Vorreitermarkt im Inland noch eine Weile erhalten bleibt.

9.8 Zusammenfassung und Ausblick

Von der beachtlichen Zahl von P-Rückgewinnungsverfahren, die innerhalb der letzten Jahre vor allem in Deutschland aber vereinzelt auch im Ausland im Rahmen von Forschungs- und Demonstrationsprojekten untersucht wurden, konnten zwei Verfahrensstränge als wirtschaftlich kurz- bis mittelfristig besonders aussichtsreich identifiziert werden: die Fällung bzw. Adsorption von Phosphat aus Klärschlammwasser (nach Abtrennung vom oder im Schlamm) sowie die Herstellung eines P-haltigen Düngers bzw. düngemittelwirksamen Phosphats aus Klärschlammasche. In keinem Fall kann das zurückgewonnene Phosphat oder phosphathaltige Düngemittel hinsichtlich des Preises mit aus geogenem Rohphosphat hergestellter Phosphorsäure konkurrieren, die in der chemischen Industrie als Grundstoff für P-Dünger dient. Während im letztgenannten Fall ca. 1,25 €/kg P zu zahlen sind, liegen die günstigsten Rückgewinnungsverfahren bei einem P-Preis von knapp 2 €/kg. Allerdings ist es in bestimmten Fällen auch heute schon möglich, P wirtschaftlich zurückzugewinnen, wenn die P-Rückgewinnung nicht der einzige Zweck ist bzw. besondere Rahmenbedingungen die Nutzung des Verfahrens begünstigen. Solche Marktnischen können darin bestehen, dass durch die P-Entnahme aus dem Klärschlamm Betriebsprobleme durch Struvitinkrustierungen in den Leitungen und Behältern der Kläranlage verhindert werden können (Bsp. Berliner Verfahren, Pearl) oder, wie in den Niederlanden der Fall, die Entsorgung von Klärschlamm-

asche so teuer ist, dass sich die Umwandlung in ein handelbares Düngemittelprodukt auch heute schon lohnen kann (Bsp. Ash Dec).

Aber selbst wenn von der Existenz von Marktnischen abgesehen wird, ist die P-Rückgewinnung aufgrund der Kostendegression seitens der Technologie selbst und des erwarteten Kostenanstiegs seitens des aus Rohphosphat gewonnenen primären Phosphors nicht weit von der wirtschaftlichen Tragfähigkeit entfernt. Unseren Berechnungen zufolge könnte die P-Rückgewinnung aus dem Klärschlammwasser (FIX-Phos) schon in knapp 10 Jahren und die Düngergewinnung aus Klärschlammmasche (Ash Dec) in weniger als 15 Jahren wirtschaftlich sein. Gelingt es darüber hinaus Marktnischen zu identifizieren und zu nutzen, dann verkürzen sich die verbleibenden Zeiträume entsprechend. Es muss allerdings betont werden, dass Kostendegression nur in dem Umfang stattfindet wie die tatsächliche Implementierung der entsprechenden Technologien. Bloßes Abwarten ist hier nur hinsichtlich des zu erwartenden Preisanstiegs beim Rohphosphat zielführend. Bis die günstigsten P-Rückgewinnungstechnologien wirtschaftlich sind, sind ggf. zusätzliche Anreize notwendig, die im einfachsten Fall in einer Subventionierung jedes Kilogramms zurückgewonnenen Phosphors bestehen können.

Ein Euro pro Kilogramm²² würde bspw. ausreichen, die günstigsten Verfahren schon heute wettbewerbsfähig zu machen. Allerdings sind ständige Anpassungen der Subventionen und eine technikspezifische Differenzierung erforderlich, um Mitnahmeeffekte zu vermeiden (vgl. Anpassung der Einspeisevergütungen für erneuerbare Energien). Flexibler wäre in dieser Hinsicht die Kombination einer Mindestrückgewinnungsquote mit dem Handel einer entsprechend limitierten Menge von P-Entsorgungszertifikate (Cap-and-Trade). Es könnte sich dadurch bspw. ein Mix von günstigen Technologien (mit geringerer Recyclingquote) und teureren Technologien (mit höherer Recyclingquote) etablieren, wobei der Handel der Zertifikate zu einem Kostenausgleich zwischen den Betreibern günstiger und teurer Technologien führen würde.

Für mögliche deutsche Produzenten von P-Rückgewinnungstechnologien ergäbe sich aus dem hier betrachteten Szenario bei kurzfristigem (bis 2012) Einstieg in die Technologie und Nutzung der günstigsten Gelegenheiten bis zum Jahr 2030 ein Marktpotenzial von jeweils bis zu 100 Millionen Euro für die beiden betrachteten Technologiezweige. Die Aussichten für solch einen kurzfristigen Einstieg deutscher Unternehmen können dabei als positiv beurteilt werden, da die Forschung und Entwicklung in diesem Bereich in Deutschland gegenüber anderen Ländern als dominant angesehen werden kann. Was den marktnahen Bereich angeht, so gibt es in Deutschland ebenfalls relevante Aktivitäten, die sich zudem auf beide

²² Zum Vergleich: Würde sich die Politik bspw. dazu entschließen, nicht sofort in die P-Rückgewinnung einzusteigen (sondern zu warten, bis der Preis von Rohphosphat hinreichend angestiegen ist) und stattdessen, um das P später nutzen zu können, eine Verpflichtung zur Mono-Verbrennung und Mono-Deponierung von Klärschlamm vorzuschreiben, dann wäre dafür mit zusätzlichen Kosten in Höhe von 1,50 €/kg P zu rechnen (vgl. AP 4).

Verfahrensstränge verteilen. Es gibt aber in beiden Fällen signifikante Konkurrenten in Nordamerika (Pearl) und den Niederlanden (Crystalactor, Thermphos), die in ihren Heimatländern hinsichtlich einer möglichen Marktdurchdringung schon jetzt leicht im Vorteil sind. Um den jetzt zumindest im Bereich der FuE noch vorhandenen Vorsprung zu halten, müsste in Deutschland die bisherige Entwicklung kontinuierlich vorangetrieben werden und ein schneller Übergang hin zu großen Demonstrationsprojekten im großen Maßstab erfolgen. Nur in diesem Fall wird die deutsche Industrie auch in der Lage sein, das Potenzial zur Bildung eines Vorreiter- bzw. Lead-Marktes umzusetzen. Wird die Entwicklung in Deutschland dagegen jetzt angehalten, dann geht das auf der Angebotsseite für Innovationen erforderliche Know-how entweder (teilweise) verloren oder diffundiert zu den Konkurrenten im Ausland, die engen Beziehungen zu den Technologienachfragern können ihren Nutzen gar nicht erst entfalten und der Wettbewerbsvorteil, der aus einem zeitlichen und qualitativen Vorsprung bei Regulierung und Normung resultieren kann, kommt ebenfalls nicht zum Tragen.

Als nächster Schritt zur Herbeiführung dieses Übergangs stünde auf Seiten der Politik die Bereitstellung geeigneter Rahmenbedingungen an, die in höherem Maße als bisher wirtschaftliche Anreize für das Recycling von Phosphor setzen. Erste Hinweise zur Gestaltung dieser Anreize wurden in diesem Bericht gegeben; weitere Details müssten aber auf jeden Fall noch festgelegt werden. Das betrifft nicht nur die grundsätzliche Wahl des Fördermechanismus (Subvention oder Cap-and-Trade), sondern auch deren Ausgestaltung. Bei der Subventionierung müsste bspw. festgelegt werden, wie viel über welchen Zeitraum für welche Technologie zu jedem Kilogramm P zugezahlt wird. Beim Handel von P-Entsorgungszertifikaten müssten dagegen die Mengen festgelegt werden, die insgesamt zugeteilt werden, sowie der Modus, nach dem diese Gesamtmenge auf die einzelnen Unternehmen aufgeteilt wird. Auch auf Seiten der Technikweiterentwicklung selbst gäbe es insbesondere noch hinsichtlich der Finanzierung größerer Demonstrationsprojekte Unterstützungsbedarf.

Literaturverzeichnis

- ADAM, C.; VOGEL, C. (2010): Technische Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammaschen. VDI-Fachtagung Klärschlammbehandlung, 27. - 28.10.2010, Offenbach. ISBN: 978-3-9813793-2-7.
- ASHEIM, B.; GERTLER, M. S. (2005): The Geography of Innovation: Regional Innovation Systems. In: Fagerberg, J. et al. (Hrsg.): The Oxford Handbook of Innovation, Oxford University Press, Oxford, S. 291-317.
- ATV-DVWK (2001): Stickstoffbilanz in Deutschland: Landwirtschaft – Futtermittel – und Ernährungsindustrie – Abwasser- und Abfallentsorgung. ATV-DVWK-Arbeitsbericht, Hennef 2001.
- ATV-DVWK (2003): Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.1 "Phosphorrückgewinnung". KA - Abwasser, Abfall 2003 (50) Nr. 6, ISSN 1616-430X.
- ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt A 131, Hennef 2000, ISBN 3-933707-41-2.
- ATV-FA 3.9 (1998): Kommunales Stoffstrommanagement – Stoff- und Energieflussanalysen als weiterführende Planungsgrundlage. ATV-Arbeitsbericht des ATV-Fachausschuss 3.9 „Stoffflüsse“. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef 1998.
- ATV-M 756 (1999): Abwasser bei der Herstellung von Düngemitteln. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef 1999, ISBN 3-933707-20-X.
- AWEL (2009): Synthesebericht für interessierte Fachpersonen. Züricher Klärschlamm-entsorgung unter besonderer Berücksichtigung der Ressourcenaspekte. Baudirektion Kanton Zürich Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. Zürich.
- AWEL (2010): Klärschlamm-Agenda 2010. Baudirektion Kanton Zürich Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. Zürich.
- BALTIC 21 (2009): Conference on „Phosphorus Recycling and Good Agricultural Practice“. Berlin, 28. - 30. September 2009. Foliensammlung.
- BAYERLE, N. (2009): P-recycling in Gifhorn with the modified Seaborne process. Conference Baltic 21 on „Phosphorus Recycling and Good Agricultural Practice“. Berlin, 28. - 30. September 2009.
- BBODSCHV (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung) (2009): Verordnung zur Durchführung des Bundesbodenschutzgesetzes. BGBl. I 1998, S. 1554.
- BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G., SCHOLZ, G., WENDLAND, F. (2003): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Text 82/03, Forschungsbericht 299 22 285, UBA-FB 000446, Dessau 2003, ISSN 0722-186X.
- BEISE, M.; CLEFF, T. (2004): Assessing the Lead Market Potenzial of Countries for Innovations Projects, Journal of International Management 10 (4), 453-477.

- BERG, U. (2005): P-RoC – Ein Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Abwässern durch Abscheidung von Calciumphosphat-Mineralphasen an Tobermorit. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik. Schriftenreihe WAR 167. Darmstadt 2005.
- BERTSCHE, A., KLAGES, S., SCHULTHEIß, U., DÖHLER, H. (2005): Herleitung von Schwermetallgrenzwerten für Düngemittel. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2005 (52), Nr. 3.
- BIOABFV (2007): Bioabfallverordnung – Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. BGBl. I 1998, S. 2955.
- BLIND, K. (2001): The impacts of innovations and standards on trade of measurement and testing products: empirical results of Switzerland's bilateral trade flows with Germany, France and the UK. Information Economics and Policy 13 (2001) 439-460.
- BLÖCHER, C.; NIEWERSCH, C.; SCHRÖDER, H.F.; GEBHARDT, W. (2009): Gemeinsamer Abschlussbericht des Verbundvorhabens PHOXNAN. Bericht an den Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe.
- BLUME et al. (2010): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg Berlin.
- BMELV (2007): Statistisches Jahrbuch über Ernährung Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2007. Herausgegeben vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Abteilung 4 "Agrarmärkte, Planungsgrundlagen und Sozialordnung". Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup 2007.
- BMELV (2008): Die deutsche Landwirtschaft - Leistungen in Daten und Fakten. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Berlin, Dezember 2008.
- BMVEL (2007): Statistisches Jahrbuch über Ernährung Landwirtschaft und Forsten 2007. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Landwirtschaftsverlag Bremerhaven.
- BORN-ERMEL (2010): Grundsatzstudie zum Stand der Technik bei der Klärschlammbehandlung; in Kooperation mit IFEU und der TU Darmstadt; im Auftrag der Stadtentwässerungen der Städte Augsburg, Frankfurt, Karlsruhe, Mannheim, München, Stuttgart, Zürich.
- BÖHM, E.; HIESSL, H.; HILLENBRAND, T. (2002): Auswirkungen der Wassertechnologie - Entwicklung auf Wasserbedarf und Gewässeremissionen im deutschen Teil des Elbegebietes. Fraunhofer ISI, Karlsruhe.
- BRANS, J. (2008): Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie. Band 50. Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen. 2008.
- BRINGEZU, S., SCHÜTZ, H. (1995): Wie mißt man die ökologische Zukunftsfähigkeit einer Wirtschaft. In: Bringezu, S. (Hrsg.) (1995): Neue Ansätze zur Umweltstatistik. Birkhäuser Verlag, Berlin/ Basel/ Boston.

- BRITTON, A. (2009): P-Recovery in North America – Ostara's Pearl Process. Conference Baltic 21 on „Phosphorus Recycling and Good Agricultural Practice“. Berlin, 28. - 30. September 2009.
- BTS (2009): Vertrauliche Informationen Firma Bayer Technology Services Herr Blöcher.
- BUDENHEIM (2008): Märkte in Bewegung: Wir beziehen Stellung. Marktbericht und -analyse / März 2008, Budenheim (www.budenheim-cfb.com).
- CEEP (2009): Phosphate. Hrsg.: CEEP Centre Europeen d'Etudes des Polyphosphates, URL: <http://www.ceep-phosphates.org/Files/Document/47/phosphateFile.pdf> (Zugriff: 10.09.2009).
- CORDELL, D.; DRANGERT, J.-O., WHITE, S. (2009): The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change 19 (2009) 292-305.
- CRU (2003): The Competitiveness of Phosphate Fertilizer Producers to 2020: Coping with Changing Production Costs, Resource Availability and Market Structures. CRU Group international of British Sulphur Consultants. Confidential.
- DESTATIS (2006a): Leben in Deutschland — Haushalte, Familien und Gesundheit, Ergebnisse des Mikrozensus 2005. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, Juni 2006.
- DESTATIS (2006b): Umwelt - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004. Fachserie 19 Reihe 2.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2006.
- DESTATIS (2008): Umwelt - Erhebung über Haushaltsabfälle – Ergebnisbericht 2007. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, November 2008.
- DESTATIS (2009a): Thermische Entsorgung des Klärschlammes hat zugenommen. Pressemitteilung Nr. 504 vom 22.12.2009. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DESTATIS (2009b): Produzierendes Gewerbe, Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2008/2009. Fachserie 4 Reihe 8.2. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DESTATIS (2009c): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserableitung 2007. Fachserie 19. Reihe 2.1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DESTATIS (2010a): Bevölkerungsstand. URL: <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Navigation/Statistiken/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Bevoelkerungsstand.psml> (Zugriff: 12.11.2010).
- DESTATIS (2010b): Lebenserwartung in Deutschland. URL: <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Bevoelkerung/GeburtenSterbefaelle/Tabellen/Content50/LebenserwartungDeutschland,templateId=renderPrint.psml> (Zugriff: 12.11.2010).
- DESTATIS (2010c): Warenverzeichnis Außenhandelsstatistik 2008. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2010.
- DESTATIS (2010d): Produzierendes Gewerbe, Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2009/2010. Fachserie 4 Reihe 8.2. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DIN 19528 (2009): Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.

- DIN 19684-6 (1997): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Chemische Laboruntersuchungen - Teil 6: Bestimmung des Gehaltes an oxalatlöslichem Eisen.
- DIN EN ISO 18856 (2004): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter Phthalate mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie.
- DIN EN ISO 18857-1 (2005): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter Alkylphenole - Teil 1: Verfahren für nichtfiltrierte Proben mittels Flüssig-Flüssig-Extraktion und Gaschromatographie mit massenselektiver Detektion.
- DIN ISO 13877 (1998): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen - Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie-(HPLC) Verfahren.
- DIN ISO 11260 (1994): Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung unter Verwendung von Bariumchloridlösung. Beuth, Berlin.
- DIN ISO 11277 (1998): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation. Beuth, Berlin.
- DIN ISO 11466 (1997): Bodenbeschaffenheit – Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente. Beuth, Berlin.
- DOEDENS, H. und KÜHLE-WEIDEMEIER, M. (2004): Rechtliche, ökonomische und organisatorische Ansätze zur Schließung von Siedlungsabfalldeponieraum. Forschungsbericht 299 34 301, UBA-FB 000601. Texte 18/04. ISSN 0722-186X.
- DULEY, B. (2001): Recycling Phosphorus by Recovery From Sewage, Rhodia Consumer Specialties UK Ltd. (for Centre Europeen d'Etudes des Polyphosphates).
- DüMV (2003). Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV). Vom 26. November 2003, BGBl. I S. 2373, zuletzt geändert am 23. Juli 2008, BGBl. I S. 1410
- DÜMV (2009): Düngemittelverordnung – Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemittel, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. BGBl. I 2008, S. 2524. Novelle (2009): BGBl. I 2008, S. 3905.
- DWA (2005): Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Deutschland - Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Hrsg.), Oktober 2005, ISBN 3-937758-29-1.
- DWA (2008): Neuartige Sanitärsysteme, DWA-Themen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef 2008.
- DWA (2010): 22. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2009. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- EC (2009): Annex to the 5th Commission Summary on the implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive. Commission Staff Working Document SEC(2009) 1114 (3.8.2009) http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/implementation/pdf/implementation_report_annex.pdf.
- EFMA (2000): Phosphorus - essential element for food production. European Fertilizer Manufacturers Association (efma), Brüssel 2000.

- EMSLEY, J. (2000): The 13th Element – The Sordid Tale of Murder, Fire and Phosphorus. John Wiley & Sons, -inc., New York, ISBN 0-471-44149-X.
- EUWID (2009): Klärschlamm in Holland fast ausschließlich thermisch entsorgt. EUWID Wasser und Abwasser 15/2009: S. 16.
- EUWID (2010): Mit weiterem Rückgang der Klärschlammdüngung ist zu rechnen. EUWID Wasser Abwasser 44/2010 (3.11.2010), S. 5.
- FACHVERBAND BIOGAS (2010): Persönliche Mitteilung durch Herrn D. Wilken. Fachverband Biogas e.V., Freising, September 2010.
- FAGERBERG, J. (1988): International Competitiveness. The Economic Journal, 98 (Juni): 355-374.
- FAO (2000): Fertilizer requirements in 2015 and 2030. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome 2000.
- FAO (2002): World agriculture: towards 2015/2030. Summary report. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome 2002.
- FAO (2004): Use of phosphate rocks for sustainable Agriculture. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 13, 2004. <http://www.fao.org/docrep/007/y5053e/y5053e06.htm#TopOfPage> Zugriff am 11.03.2008
- FAULSTICH, M., WEBER, G. (1999): Ressourcenschonung in Bayern – Forschungs- und Entwicklungsbedarf im BayFORREST-Bereich 1. Schlussbericht für das Bayerische Staatsministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst.
- FAZ (2008): Teures Öl bremst die Transportunternehmen aus. www.faz.net. Bericht vom 18.06.2008
- FERNANDEZ, I. (2002): Diminishing Phosphate Reserves: Is the Fertilizer Industry Prepared? Frost & Sullivan Market Insight. 18. Januar 2002. <http://www.frost.com/prod/servlet/market-insight-top.pag?docid=JEVS-5N2JS7>. Zugriff am 11.03.2008
- FERTILIZER INTERNATIONAL (2008): Historical price trends. Fertilizer International 423 (March-April 2008), S. 4
- FERTILIZER INTERNATIONAL (2010): Historical price trends. Fertilizer International 437 (July-August 2010), S. 4
- FERTILIZER INTERNATIONAL (2011): Historical price trends. Fertilizer International 440 (January-February 2011), S. 4
- FNR (2009): NaWaRo. Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e.V., URL: www.fnr.de (Zugriff: 20.12.2009).
- FNR, BMELV (2009): Gärrestaufbereitung für eine pflanzenbauliche Nutzung - Stand und F+E-Bedarf. Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e.V. und Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Gülzower Fachgespräche, Band 30, Gülzow, Januar 2009.
- FRAITURE, C. DE, GIORDANO, M., YONGSONG, L. (2007): Biofuels and implications for agricultural water use: blue impacts of green energy. International Water Management Institute Colombo, Sri Lanka.

- FREDE, H.-G. (2003): P-Bilanz Deutschlands. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Informationstag zur P-Düngung, 27.11.2003.
- FRICKE, K.; BIDLINGMAIER, W. (2003): Phosphatpotenziale qualitativ hochwertiger organischer Siedlungsabfälle und deren Nutzung. In: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Umweltbundesamt (Hrsg.): Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall. Tagungsband zum Symposium, Berlin, 06.-07. Februar 2003.
- GERL, G. (2011): Mündl. Mitteilung vom Leiter der Versuchsstation Klostergut Scheyern
- GETHKE, K. (2011): Verfahren zur Gewinnung von Sekundärphosphaten aus flüssigen Stoffströmen und deren Einfluss auf die deutsche Phosphorbilanz. Dissertation in Vorbereitung, Aachen 2011.
- GETHKE, K.; HERBST, H.; MONTAG, D.; PINNEKAMP, J. (2006): Potenziale zur Rückgewinnung von Sekundärphosphaten und Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus flüssigen Stoffströmen. KTBL-Schrift 444. Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft.
- GIESEN, A. (2009): P-Recovery with the Crystalactor process. Conference Baltic 21 on „Phosphorus Recycling and Good Agricultural Practice“. Berlin, 28. - 30. September 2009.
- GIESEN, A., DE BOER, R., GAILLARD, A. (2005): Practical Experience with Recovery of Phosphates from Wastewater using Crystallization Technology. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik. Schriftenreihe WAR 167. 2005.
- GREENPEACE (2006): Biodiesel: Mogelpackung auf Kosten der Umwelt. Artikel veröffentlicht am: 20.04.2006 von: Greenpeace Redaktion. http://www.greenpeace.de/themen/sonstige_themen/feinstaub/artikel/biodiesel_mogelpackung_auf_kosten_der_umwelt/
- GÜNTHERT F.W.; REICHERTER E. (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg Industrieverlag, ISBN: 3-486-26507-5.
- GUTSER, R., EBERTSEDER, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern - ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. KTBL-Tagung "Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft - Nutzen und Risiken, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft KTBL (Hrsg.), Osnabrück, 19.-20. April 2006.
- HEFFER, P; PRUD'HOMME, M. (2005). Medium-Term Outlook for Global Fertilizer Demand, Supply and Trade. Summary Report. International Fertilizer Industry Association (ifa).
- HENNING, F.-W. (1973): Die Industrialisierung in Deutschland 1800 bis 1914. Paderborn 1973
- HERMANN, L. (2009): P-recovery from sewage sludge ash – technology transfer from prototype to industrial manufacturing facilities. Proceedings of the International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams. Vancouver, Kanada 10. - 13. Mai 2009.
- HERMANN, L. (2010): Persönliche Mitteilungen an Jana von Horn (telefonisch, Email) im März 2010.

- HILLENBRAND, T. (2009): Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme, Schriftenreihe SWW – Band 134 – Karlsruhe 2009, Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe.
- HOFFMANN, U., KIPPENBERGER, C., KRAUß, U., KRUSZONA M., SCHMIDT, H. THORMANN, A., HOFFMEYER, M., SCHRADER, J.-V. (1983). Untersuchungen über Angebot und Nachfrage mineralischer Rohstoffe. XVIII Phosphat. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover, Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel.
- HORN, J. VON (2007): Untersuchungen zur Rückgewinnung von Phosphat aus Überschussschlamm von Kläranlagen mit vermehrt biologischer Phosphatelimination. Dissertation an der Bauhaus-Universität Weimar.
- HORN, J. VON; SARTORIUS, C.; TETTENBORN, F. (2010): Technologievorausschau für Phosphorrecyclingtechnologien. AP 6 des BMBF-Projektes „Phosphorrecycling - Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland“ (PhoBe). http://www.phosphorrecycling.de/attachments/041_Bericht_AP6_Technologievorausschau_2010-08-10.pdf. http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/scst/SCST_Cost_Calculation_Report.pdf (14.04.2010).
- HUBER, I. (2008): Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten beim Phosphor-Recycling. Wasser und Abfall 1 - 2 2008.
- IFA (2007): Production and International Trade Statistics. Production and international trade statistics covering nitrogen, phosphates, potash and sulphur products: production, exports, imports by region from 1999 to 2006. http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/pit_public/pit_public_statistics.asp. Updated: 27 Sept. 2007
- IKW (2006): Nachhaltigkeitsbericht für das Berichtsjahr 2006 für die Wasch- und Reinigungsmittelbranche. IKW - Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e. V., Frankfurt, Dezember 2006.
- IKW (2006a): Nachhaltigkeitsbericht für das Berichtsjahr 2006 für die Wasch- und Reinigungsmittelbranche. IKW - Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e. V., Frankfurt, Dezember 2006
- INTEGER (200X): The Biofuels Boom and Fertilizers. Integer Research Ltd, London, U.K.. <http://www.integer-research.com/Products/Services/?ServiceID=159&ckIndustryID=4>
- IVA (2008): Industrieverband Agrar. http://www.iva.de/presse_news/content/_Folien_060508.pdf
- IVA (2009): Wichtige Zahlen - Düngemittel. Industrieverband Agrar e.V., Frankfurt am Main, November 2009.
- JARDIN, N. (1995): Untersuchungen zum Einfluss der erhöhten biologischen Phosphorelimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. Dissertation TU Darmstadt. Schriftenreihe WAR 87.
- JARDIN, N. (2003): Phosphorbilanz bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung. In: Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall. Tagungsband Symposium vom 6.-7.2.2003 in Berlin.

- JASPER, M., LEHRMANN, F., STEIER, K. (2009): Stand und Perspektiven der thermischen Klärschlamm Entsorgung. Korrespondenz Abwasser, Abfall Nr. 10 2009 (56), S. 1014-1026. ISSN: 1866-0029.
- JOHNSTON, A.E., STEEN, I. (2000): Understanding Phosphorus and its Use in Agriculture. EFMA – European Fertilizer Manufacturers Association, Brussels 2000.
- JUNG, A. (2006): Die neue Macht der Minenriesen. Spiegel Special 5/2006: Kampf um Rohstoffe, S. 90–95
- KATALYSE (Hrsg.) (1993): Das Umweltlexikon. Köln: Kiepenheuer & Witsch
- KEICHER, K., KRAMPE, J. (2007): Vorsorgesicherheit und Störfallszenarien. In: Innovative Energiekonzepte für Kläranlagen. 82. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 11. Okt. 2007. Stuttgarter Bericht zur Siedlungswasserwirtschaft Band 191. ISBN: 978-3-8356-3141-0, Stuttgart.
- KEMP, R; SCHOT, J; HOOGMA, R (1998): Regime shifts to sustainability through processes of niche formation: the approach of strategic niche management. *Technology Analysis & Strategic Management* 10 (2): 175–195.
- KLEY, G., ADAM, C.; BRENNEIS, R.; SIMON, F.G. (2005): Thermochemische Aufbereitung von Klärschlammaschen zu Phosphordüngern – Das EU-Projekt SUSAN. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik – Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm, S. 265-285. Darmstadt: TU Darmstadt UBA Berlin. 2005.
- KÖRDEL, W.; HERRCHEN, M., MÜLLER, J., KRATZ, S., FLECKENSTEIN, J., SCHNUG, E., SAARING, DR., THOMAS, J., HAAMANN, H., REINHOLD (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 20233305 und 20274271. Umweltbundesamt (UBA) 2007.
- KORVANG, L. (2010): persönliche Mitteilung an Christian Sartorius, November 2010
- KÜHNEN, V., GOLDBACH, H.E. (2004): Schwermetallbilanzen verschiedener Betriebstypen: Eintragswege, Flüsse, Minderungspotenzial. Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL, Nr. 118.
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Ausgearbeitet vom LAWA-Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft / KVR-Leitlinien. Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen. ISBN 3-88961-240-7.
- LEHRMANN, F. (2010a): Stand und Perspektiven der thermischen Klärschlamm Entsorgung. VDI-Fachtagung Klärschlammbehandlung, 27.-28.10.2010, Offenbach. ISBN: 978-3-9813793-2-7.
- LEHRMANN, F. (2010b): Nach Informationen von Herrn Lehrmann.
- LEVIN, G.V., SHAPIRO, J. (1965): Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *Journal of Water Pollution Control*, Vol. 37.
- LOLL, U.; GLASENAPP, J. (2003): Aktuelle Schlammengen bei der Planung von Schlammbehandlungsanlagen und Entsorgungskapazitäten. Tagungsband der 3. DWA-Klärschlammtagung, 05.-07.05.2003, Würzburg.

- LÜBBEN, S., SAUERBECK, D. (1991): Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetallübergang Boden-Pflanze. In: Forschungszentrum Jülich GmbH (Hrsg.): Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen, Berichte aus der ökologischen Forschung Nr. 6.
- LÜCKE-BAUER, U. (2004): Stand und Entwicklungsmöglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus Gülle. Fachhochschule Münster, März 2004.
- LUNDVALL, B.-A.; JOHNSON, B. (1994): The Learning Economy, *Journal of Industry Studies*, Vol. 1, S. 23-42.
- METZNER, G. (2006): Phosphate aus Wasch- und Reinigungsmitteln im kommunalen Abwasser der Bundesrepublik Deutschland. München, November 2006.
- MEYER-KRAHMER, F. (2004): Vorreiter-Märkte und Innovation. In: Steinmeier, F.W.; Machnig, M. (Hrsg.): Made in Deutschland 21', Hamburg, S. 95-110.
- MONTAG, D. (2008). Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunalen Kläranlagen. Dissertation an der RWTH Aachen.
- MONTAG, D.; GETHKE, K.; PINNEKAMP, J. (2009): Different strategies for recovering phosphorus: technologies and costs. In: Ashley, K.; Mavivic, D.; Koch, F. (Hrsg.): International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams. 10. – 13. Mai 2009, Vancouver, Kanada. International Water Association, London.
- MSANGI, S., SULSER, T., ROSEGRANT, M., VALMONTE-SANTOS, R., RINGLER, C. (2007): Global Scenarios for Biofuels: Impacts and Implications. International Food Policy Research Institute (IFPRI).
- MÜLLER, J. (2004): Anpassung der Seaborne-Verfahrenstechnik an die Bedingungen einer kommunalen Kläranlage. Vortrag beim DWA Workshop Phosphorrückgewinnung in Weimar im Oktober 2004.
- MUNLV (2003): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 1. Universität Dortmund, Fachbereich Chemietechnik, Lehrstuhl Umwelttechnik. Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV). www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Elimination_Teil1.pdf.
- MUNLV (2006): Ökologische Bewertung der Klärschlamm Entsorgung In: Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Band 3. Klärschlamm Entsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Hrsg.: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp, Dr. rer. nat. Harald Friedrich. Aachen, ISBN: 3-939377-02-3.
- MUNLV und IFEU (2001): „Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Bestandsaufnahme der Abfallströme der Kläranlagenabfälle in NRW 1998. Ökobilanz der Entsorgungsverfahren für Kläranlagenabfälle in NRW. Umweltrelevanz der Klärschlamm Entsorgung in NRW, Studie des ifeu-Institutes Heidelberg für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf 2001 (Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall, Band 5).
- MUNLV (2011): Land bezuschusst Modellvorhaben zur großtechnischen Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlämmen mit 645.000 Euro. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg. <http://www.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/68377/>.

- NAWA, Y., MATSUSHITA, T. (2009): P-Recovery in Japan – The Phosnix process. Conference Baltic 21 on „Phosphorus Recycling and Good Agricultural Practice“. Berlin, 28. - 30. September 2009.
- NOMIKOS, N. (2008): Freight Modelling Workshop. 8th Dry Freight Derivates Forum. Hamburg, 18.-19. Juni 2008. http://www.balticexchange.co.uk/media/pdf/Hamburg/Nikos_Nomikos_Hamburg_FFABA.pdf
- OECD/FAO (2007): OECD-FAO Agricultural Outlook 2007-2016. Paris: OECD
- OLDENBURG, M. (2007): Final cost calculation report for the demonstration project „Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater “ (SCST), Studie im Auftrag des Kompetenzzentrums Wasser Berlin.
- OLSEN, S.R.; SOMMERS L.E. (1982): Phosphorus: in: Page, A. L., Miller, R. H. and Keney, D. R. (Edi.). Methods of Soil Analysis. Part 2, 2nd ed Agronomy 9. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, S 414-416.
- OSTARA (2009a): Nutrient removal service agreement at York City wastewater treatment plant between the city of York and Ostara. <http://www.yorkcity.org/webcom/PDF/City%20Council/2009%20Resolutions/Ostara%20York%20Nutrient%20Removal%20Service%20Agreement%20-%20FINAL%20r1.pdf>.
- PCS-CONSULT (2010): Homepage <http://www.pcs-consult.de/html/airprex1.html> und Telefoninterview mit Mitarbeiterin Svenja Rogge.
- PÉREZ; R.A.C. (2010): Phosphorus dynamics in soil and plant availability of fertilizers from phosphorus recycling evaluated in field and pot experiments. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen.
- PETZET, S. (2009): Projektinterne Vorabmitteilung von im Projekt PHOBE erzielten (Zwischen-) Ergebnissen. Veröffentlichung im Abschlussbericht an das BMBF voraussichtlich im Jahr 2011.
- PETZET, S. (2010a): Information von Herrn Dipl.-Ing. Sebastian Petzet am 20.08.2010.
- PETZET, S. (2010b): mündliche Information von Herrn Dipl.-Ing. Sebastian Petzet am 17.11.2010.
- PETZET, S., CORNEL, P. (2009a): Verfahrensbeschreibung FIX-Phos, intern.
- PETZET, S., CORNEL, P. (2009b): Verfahrensbeschreibung SESAL-Phos, intern.
- PETZET, S., CORNEL, P. (2009c): Verfahrensbeschreibung direkter Aufschluss von Klärschlammasche, intern.
- PETZET S., CORNEL, P. (2009d): Verfahrensbeschreibung direkter Aufschluss von Klärschlammasche mit Schwermetallentfrachtung, intern.
- PETZET, S., CORNEL, P. (2010): Neue Wege des Phosphorrecyclings aus Klärschlammaschen. Korrespondenz Abwasser, Abfall. 2010 (57). Nr.4.
- PETZET, S.; PEPLINSKI, B.; CORNEL, P. (2011): Phosphorus and Aluminium Recovery from Sewage Sludge Ash by a novel two Step wet chemical Elution Process (SESAL-Phos – Recovery Process). Proceedings of the WEF/IWA conference Nutrient Recovery and Management 2011 in Miami/FL (USA).

- PINNEKAMP et al. (2007): Studie „Thermische Klärschlamm Entsorgung in Deutschland sowie Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Asche“. Bericht an das MUNLV, NRW.
- PINNEKAMP et al. (2009a): Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm. Abschlussbericht an den Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe und an das BMBF.
- PINNEKAMP et al. (2009b): Kostenabschätzung für die im Projekt PHOBE geförderten Verfahren. Projektinterne Vorabmitteilung von Ergebnissen, die im Abschlussbericht an das BMBF im Jahr 2011 veröffentlicht werden.
- PINNEKAMP J.; BEIER S. (2006): Kostenstruktur verschiedener Entsorgungsverfahren. In: Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Band 3. Klärschlamm Entsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Hrsg.: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp, Dr. rer. nat. Harald Friedrich. Aachen, ISBN: 3-939377-02-3.
- PORTER M.E. (1990): *The Competitive Advantage of Nations*, New York.
- PORTER, M.E.; VAN DER LINDE, C. (1995): Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9 (4), pp. 97-118.
- POSNER, M.V. (1961): *International Trade and Technical Change*. Oxford Economics Papers 30, pp. 323-341.
- PRINZHORN, P. (2005): Phosphordünger aus Klärschlammaschen mit thermischer Schwermetallentfrachtung. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik. Schriftenreihe WAR 167.
- RECKTENWALD, M. (2002): KREPRO – Ein Verfahren zur Reduktion des Schlammvolumens und Rückgewinnung wertvoller Rohstoffe. 66. Darmstädter Seminar Abwassertechnik. Schriftenreihe WAR 147.
- REGENASS, R. (2008). Der hohe Ölpreis bremst Fernost-Importe. Tages Anzeiger Zürich. Ausgabe von Dienstag, den 12.08.2008
- RISTOW, R., LEBEK, M., SIMON, G., KÖPKENS, E., KRÜGER, M., MEIERLING, L. (2009): Phosphorrückgewinnung aus industriellen Abwässern – Das REPHOS-Verfahren. *GWF-Wasser/Abwasser*, September 2009 S. 696 – 699.
- RÖMER, W. (2006): Vergleichende Untersuchung der Phosphatverfügbarkeit von Produkten des P-Recyclings und bekannter Phosphatdünger. *Korrespondenz Abwasser KA* (53)Nr. 5, 2006.
- RÖMER, W.; SAMIE, I. F. (2002): Phosphordüngewirkung eisenhaltiger Klärschlämme auf Kenngrößen der P-Verfügbarkeit in Ackerböden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Volume 165. S. 83-91.
- SANDER T. (2003): *Ökonomie der Abwasserbeseitigung, wirtschaftlicher Betrieb von kommunalen Kläranlagen*. Springer, ISBN: 3-540-00675-3.
- SARTORIUS, C.; VON HORN, J. (2008): Analyse der Preisentwicklung von Phosphat. Bericht zu Arbeitspaket 1 der Projektes PHOBE (Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Bewertungskonzeptes für Deutschland; Fkz 02WA0807).

- SCHAUM, C., CORNEL, P. FARIA, P., RECKTENWALD, M., NORRLÖW, O. (2005): Einfluss einer chemisch-oxidativen Klärschlammbehandlung auf die Entwässerbarkeit sowie die Rücklösung von Phosphor. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik. Schriftenreihe WAR 167.
- SCHAUM, C. (2007): Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung – Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor. Dissertation an der TU Darmstadt.
- SCHEFFER, F., PAJENKAMP, H. (1952): Phosphatbestimmung in Pflanzenaschen nach der Molybdat-Vanadat-Methode. Zeitschrift für Pflanzenernährung Düngung und Bodenkunde. Volume 56.
- SCHEIDIG, K. (2011): Beschreibung des Mephrec[®]-Produktionsprozesses. Persönliche Mitteilung.
- SCHEIDIG, K.; MALLON, J.; SCHAAF, M. (2010): Zukunftsfähige Klärschlammverwertung. KA Korrespondenz Abwasser Abfall 57 (9): S. 902-915.
- SCHEINOST (1994): Pedotransferfunktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodendlandschaft. Dissertation TU-München, Shaker-Verlag, 176 S.
- SCHIPPER, W. J.; KORVING, L. (2009): Full-scale plant test using sewage sludge ash as raw material for phosphorus production. Proceedings of the International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams. Vancouver, Kanada 10. - 13. Mai 2009.
- SCHMIDT, M. (1995): Stoffstromanalysen und Ökobilanzen im Dienste des Umweltschutzes. In: Schmidt, M., Schorb, A.: Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995, ISBN 3-540-59336-5.
- SCHÖNBUCHER, A. (1988): Führung technischer Reaktionen, Teil 2: Verminderung des Cadmium-Gehaltes in Rohphosphaten und Mineraldüngern. Chem.-Ing.-Tech. 60 (4): 327-333
- SCHRÖDTER, K.; BETTERMENN, G.; STAFFEL, T.; WAHL, F.; KLEIN, T.; HOFMANN, T. (2008): Phosphoric Acid and Phosphates. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Wiley
- SCHUBERT, S. (2006): Pflanzenernährung. Grundwissen Bachelor. Ulmer UTB GmbH. Stuttgart.
- SCHUHMAN, R. (2010): Phosphor-Rückgewinnung aus Ab- und Prozesswässern. Informationsblatt.
- SCHULZ, M., SCHULTZE, N. (2001): Die Seaborne-Anlagentechnik zur Aufbereitung organischer Reststoffe – Wohin mit dem Klärschlamm- Wege aus der Landwirtschaft. U.A.N. Hannover.
- SEABORNE (2009): Von Klärschlamm zu Nährstoff. Homepage Seaborne: www.seaborne-epm.de.
- SIEVERS, M., BORMANN, H., EWERT, W. (2005): Klärschlammhydrolyse (CAMBI) mit anschließender Stickstoffstrippung und basischer Phosphorextraktion. 75. Darmstädter Seminar Abwassertechnik. Schriftenreihe WAR 167.
- SPITZNAGEL M. (2011): Bund-/Länderstrategie zur nachhaltigen Phosphor-Nutzung – Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und weiteren Stoffen. 44.

- Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 23.3. – 25.3.2011 in Aachen. GWA Band 223, Aachen.
- STEENBLINK, R. (2007). Biofuels – At What Cost? Government Support for Ethanol and Biodiesel in Selected OECD Countries: http://www.iisd.org/pdf/2007/biofuels_oecd_synthesis_report.pdf.
- STENMARK, L.; GIDNER, A.; STENDAHL, K.; JÄFERSTRÖM, S. (2005): Recycling of sludge with the Aqua Reci process. Proceedings of the International conference on „Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams” held by IWA 19.-21. September 2005 in Krakow, Poland.
- STUMPF, D.; HEINZMANN, B.; SCHWARZ, R.-J., GNIRSS, R.; KRAUME, M. (2009): Induced struvite precipitation in an airlift reactor for phosphorus recovery. Proceedings of the International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams. Vancouver, Kanada 10. - 13. Mai 2009.
- T&E (European Federation for Transport and Environment) (2008): IMO agrees sulphur cap but stalls on climate change. <http://www.transportenvironment.org/News/2008/10/IMO-agrees-global-sulphur-cap-but-fails-to-act-on-climate-change/> (13. Oktober 2008)
- TAISTRA, G. (2001): Die Porter-Hypothese zur Umweltpolitik. *ZfU* 2001, Nr. 2, S. 241-262.
- TECSON (2008): Homepage Tecson. <http://www.tecson.de/poelhist.htm> Zugriff am 16.07.2008
- THE MARKET (2008): The Market – Fertilizer News and Analysis. Daily Fertilizer Newsletter vom 24.04.2008.
- THE STAR (2008): Biofuels boost fertilizer demand. Homepage The Star. www.thestar.com/printArticle/207776. Zugriff am 08.02.2008
- UBA (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043, Berlin (UBA Texte 92/99).
- UNO (2007): World Population Prospects: The 2006 Revision. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, <http://esa.un.org/unpd/wpp/index.htm>.
- USGS (2007): Phosphate rock statistics, in Kelly, T.D., and Matos, G.R., comps., Historical statistics for mineral and material commodities in the United States: U.S. Geological Survey Data Series 140, available online at <http://pubs.usgs.gov/ds/2005/140/> (Zugriff am 11.08.2008).
- VACCARI, D. A. (2009): Droht ein Mangel an Phosphor? Spektrum der Wissenschaft, November 2009.
- VDLUFA (1991): Bestimmung des pH-Wertes. Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden. 4. Auflage. 1. Teillieferung 1991.VDLUFA-Verlag. Darmstadt.
- VDLUFA (1995): Methodenbuch II, Untersuchung von Düngemitteln.
- VDLUFA (1997): Standpunkt - Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. Darmstadt.

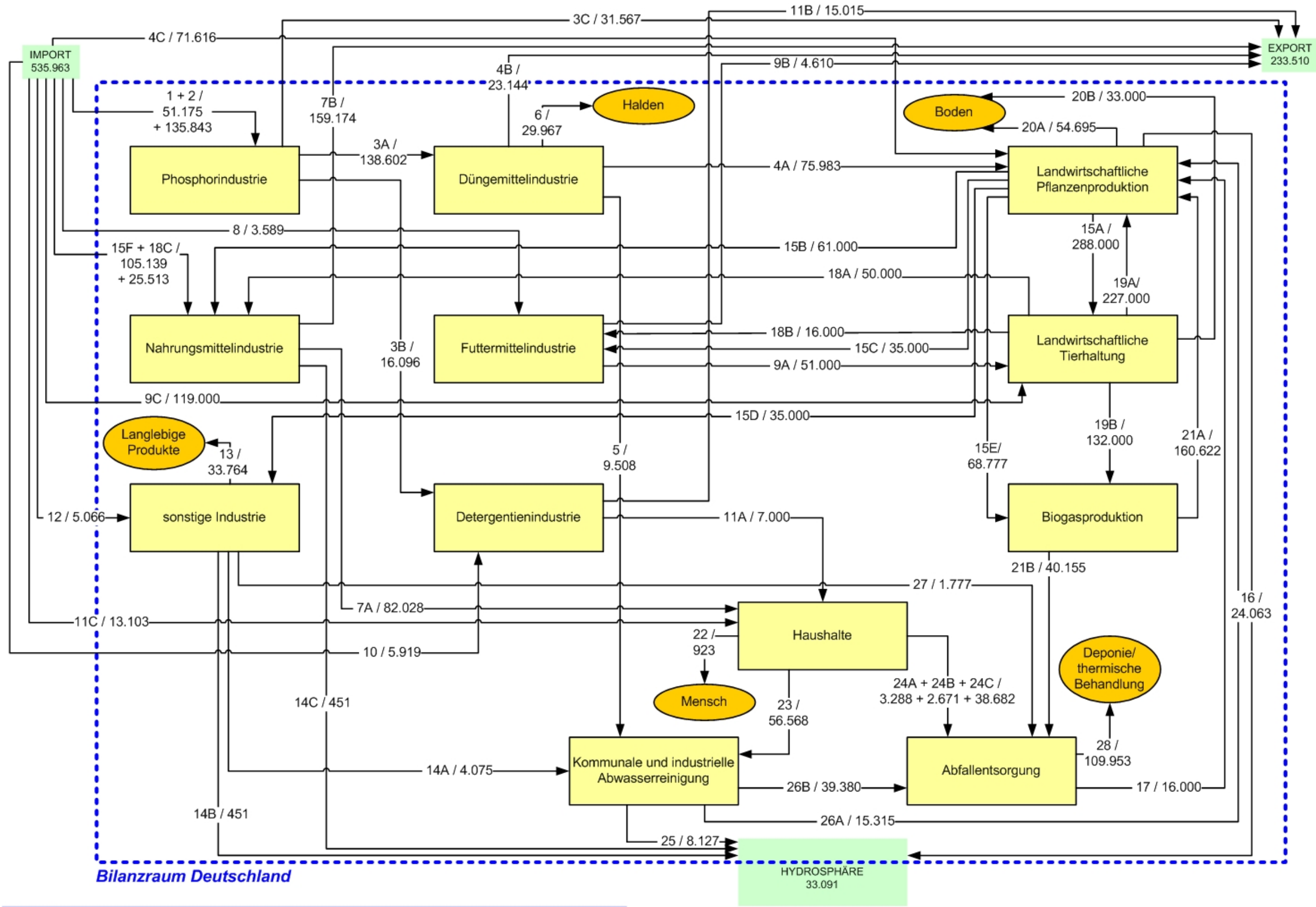
- VDLUFA (2002): Bestimmung von Phosphor und Kalium im Calcium-Acetat-Lactat-Auszug. Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden. 4. Auflage. 3. Teillieferung 2002. VDLUFA-Verlag. Darmstadt.
- VDLUFA (2004): Bestimmung von der Feldkapazität von Böden im Gelände. Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden. 4. Auflage. 4. Teillieferung 2004. VDLUFA-Verlag. Darmstadt.
- WAGNER, H. (1999): Stoffmengenflüsse und Energiebedarf bei der Gewinnung ausgewählter mineralischer Rohstoffe. Teilstudie Phosphat. Geologisches Jahrbuch 1999. Reihe H. Wirtschaftsgeologie, Berichte zur Rohstoffwirtschaft, Heft SH 5. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 1999.
- WALZ, R.; HELFRICH, N.; ENZMANN, A. (2009): A system dynamics approach for modelling a lead market-based export potential. Working Paper on Sustainability and Innovation No. S3/2009 des Fraunhofer ISI, Karlsruhe.
- WEIDELNER, A. (2008): Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen. http://www.iswa.uni-stuttgart.de/awt/forschung/forschung_phosphor.html.
- WENE, C.-O. (2000): Experience curves: measuring the performance of the black box. In: Wene, C.-O.; Voß, A.; Fried, T. (Hrsg.): Experience curves for policy making – the case of energy technologies. Forschungsbericht Nr. 67 des Instituts für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung (IER), Stuttgart.
- YARA (2008). Second quarter results 2008. Web cast. http://www.yara.com/en/investor_relations/financial_reports/index.html
- ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen. Band 17. Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn.
- ZIMMERMANN, J.; DOTT, W. (2009): Recovery of phosphorus from sewage sludge incineration ash by combined bioleaching and bioaccumulation. Proceedings of the International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams. Vancouver, Kanada 10. - 13. Mai 2009.

A. Anhang

Inhaltsverzeichnis Anhang

Messdaten Boden- und Düngemittel	A-5
Messdaten Maispflanzen.....	A-15
Transferfaktoren	A-22
Produktanalysen.....	A-27
Kostenabschätzung: Anlagenkomponenten.....	A-45
Verfahren zur Phosphorrückgewinnung	A-50
Rückgewinnungsansätze aus der flüssigen Phase (Abwasser, Prozesswasser)	A-50
Verfahrensprinzip	A-50
Existierende Verfahren zur P-Rückgewinnung aus der flüssigen Phase	A-52
Phostrip	A-52
DHV Crystalactor.....	A-53
PEARL (Ostara)	A-54
Phosnix.....	A-55
P-RoC (Prophos).....	A-55
Magnesiumammoniumphosphat (MAP)-Fällung aus Schlammwasser	A-56
PRISA	A-57
Recyphos	A-58
Phosiedi.....	A-58
Phosphatrückgewinnung aus Faulschlamm ohne Laugung.....	A-58
Verfahrensprinzip	A-58
Existierende Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Faulschlamm ohne Laugung	A-59
Berliner Verfahren (MAP-Ausschleusung bei der Schlammbehandlung).....	A-59
AirPrex.....	A-60
FIX-Phos	A-61
Rückgewinnung von Phosphat aus Faulschlamm durch nass-chemischen Auf-	
 schluss (Laugung)	A-61
Verfahrensprinzip	A-61
Bestehende Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Faulschlamm (mit Laugung).....	A-62
Seaborne.....	A-62
Stuttgarter Verfahren	A-64

PHOXNAN	A-65
Krepro	A-67
Cambi	A-67
Aqua Reci	A-68
Rückgewinnung aus Klärschlammasche	A-69
Verfahrensprinzip der nasschemischen Phosphatrückgewinnung aus Asche	A-69
Spezifische Verfahren zur nass-chemischen P-Rückgewinnung aus Klärschlamm- asche	A-69
BioCon	A-69
Sephos.....	A-70
SESAL-Phos.....	A-71
PASCH	A-72
Bioleaching	A-72
Verfahrensprinzip der Phosphatrückgewinnung aus Klärschlammasche mittels thermisch-metallurgischer Verfahren	A-73
Vorhandene Verfahren zur thermisch-metallurgischen P-Rückgewinnung	A-73
Ash Dec	A-73
Mephrec.....	A-74
Thermphos.....	A-75
Verfahren zur P-Rückgewinnung aus den Teilströmen Gelb- und Schwarzwasser..	A-77
Magnesiumammoniumphosphat (MAP)-Fällung aus getrennt erfasstem Urin.....	A-77
Eindampfung von getrennt erfasstem Urin	A-77
Kompostierung und Trocknung von Feststoffen aus Abwasserteilstromkonzepten.....	A-78



LEGENDE

- Prozessaggregat
- Lager
- Bilanzraum
- Aggregat außerhalb des Bilanzraums [Mg P/a]
- Stoffstromnummer / Phosphormenge [Mg P/a]

Abbildung A 1: Gesamtbilanz und zugehörige Prozessaggregate, Lager und Stoffströme (inkl. Stoffstromnummer sowie Phosphormenge [Mg P/a]) (GETHKE, 2011)

Messdaten Boden- und Düngemittel

Tabelle A 1: Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der untersuchten Nähr- und Spurenelemente der drei Versuchsböden

Versuchsboden	Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	[g/kg]							[mg/kg]						
Sand	0,15	1,66	0,33	0,08	1,04	0,57	0,12	4,39	0,81	3,57	< BG	1,28	< BG	7,50
Lösslehm I	5,32	19,98	0,58	3,21	3,77	12,14	0,70	27,90	23,30	16,59	58,42	10,44	0,17	23,64
Lösslehm II	3,55	16,64	0,51	1,92	2,09	10,17	0,86	25,64	17,56	10,45	34,32	6,56	0,16	17,57

Tabelle A 2: Gesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der Nähr- und Spurenelemente der phosphorhaltigen Düngerprodukte

Düngerprodukt	P	Mg	K	Ca	Al	Fe	Mn
	[g/kg]						
P-RoC 2008	104,47	4,24	0,62	213,60	0,75	0,39	0,24
P-RoC 2009	54,07	3,65	0,27	153,61	1,76	0,51	0,23
MAP Gifhorn	174,86	67,32	1,97	98,75	2,31	26,62	0,80
MAP Stuttgart	169,63	102,11	1,17	5,26	3,35	5,89	0,08
Seaborne	147,60	102,03	2,05	18,30	6,22	1,65	0,32
FIX-Phos	83,32	12,00	0,98	120,68	1,16	2,44	1,68
SESAL-Phos	152,92	0,24	0,08	297,50	1,76	< BG	0,00
Al-P	41,45	6,23	5,36	48,98	59,67	7,76	0,62
Al-Pentfr.	39,45	3,19	3,44	48,73	56,96	7,68	0,28
PASCH I	108,88	11,33	69,11	193,99	18,96	1,17	11,35
PASCH II	95,39	4,45	154,33	86,17	50,97	0,38	3,66
PASCH III	71,20	5,90	134,42	139,57	21,02	0,07	7,35
Ash Dec 2008	99,62	14,98	7,47	163,17	25,90	44,23	0,45
Ash Dec 2009	70,31	56,77	1,63	103,97	31,66	69,82	0,88
BAM	89,47	54,93	5,38	116,47	30,77	45,12	0,94
Ulophos	171,31	10,17	14,63	236,37	29,32	10,43	0,29
TSP	183,75	2,48	2,58	146,21	2,01	1,45	0,04
RP	181,59	7,24	0,71	359,30	2,14	0,91	0,02

Tabelle A 3: Stoffmengen [mol] ausgewählter Nähr- und Schadelemente der phosphorhaltigen Düngerprodukte

Düngerprodukt	P	Mg	Ca	Fe	Al	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
	[mol]										
P-RoC 2008	3,37	0,17	5,33	0,01	0,03	0,09	0,09	0,04	0,33	-	0,01
P-RoC 2009	1,75	0,15	3,83	0,01	0,07	0,06	0,04	0,12	1,39	0,00	0,02
MAP Gifhorn	5,65	2,77	2,46	0,48	0,09	0,18	0,21	0,87	1,42	-	0,03
MAP Stuttgart	5,48	4,20	0,13	0,11	0,12	0,27	0,08	1,46	4,27	0,00	0,03
Seaborne	4,77	4,20	0,46	0,03	0,23	0,20	0,29	2,33	4,05	-	0,02
FIX-Phos	2,69	0,49	3,01	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,03	0,00	0,02
SESAL-Phos	4,94	0,01	7,42	-	0,07	-	0,00	0,07	0,32	0,00	0,02
Al-P	1,34	0,26	1,22	0,14	2,21	0,81	0,55	9,61	18,30	0,03	0,39
Al-Pentfr.	1,27	0,13	1,22	0,14	2,11	0,78	0,46	5,39	13,81	0,01	0,39
PASCH I	3,52	0,47	4,84	0,02	0,70	0,28	0,29	0,62	-	-	0,14
PASCH II	3,08	0,18	2,15	0,01	1,89	0,31	0,16	1,40	-	0,00	0,10
PASCH III	2,30	0,24	3,48	0,00	0,78	0,27	0,25	5,47	-	0,00	0,07
Ash Dec 2008	3,22	0,62	4,07	0,79	0,96	3,23	1,88	4,50	9,21	0,00	0,07
Ash Dec 2009	2,27	2,34	2,59	1,25	1,17	2,32	1,90	4,01	1,80	0,00	0,02
BAM	2,89	2,26	2,91	0,81	1,14	2,01	0,76	1,42	1,39	0,00	0,01
Ulophos	5,53	0,42	5,90	0,19	1,09	1,14	0,59	2,74	0,74	-	0,02
TSP	5,93	0,10	3,65	0,03	0,07	2,25	0,80	0,45	7,81	0,18	0,01
RP	5,86	0,30	8,97	0,02	0,08	2,90	0,38	0,23	3,17	0,05	0,02

Tabelle A 4: Schadeinheitenkonzentration CSE der Basis- und Endprodukte nach Grenzwerten der BioAbfV (Novelle 2007)

Düngerprodukt	CSE Cr	CSE Ni	CSE Cu	CSE Zn	CSE Cd	CSE Pb
Basis	0,08	0,06	0,15	0,31	0,00	0,12
Ulophos	0,60	0,69	1,74	0,12	0,00	0,02
Basis A	0,29	0,47	3,11	3,53	0,76	0,69
Basis B	0,34	0,57	3,61	4,09	0,86	0,77
Basis C	0,66	1,21	6,78	6,98	1,96	1,52
PASCH I	0,15	0,34	0,39	0,00	0,00	0,20
PASCH II	0,16	0,19	0,89	0,00	0,02	0,13
PASCH III	0,14	0,29	3,48	0,00	0,02	0,10
Basis	0,69	0,17	1,34	0,71	0,00	0,12
P-RoC 08	0,05	0,10	0,03	0,05	0,00	0,02
P-RoC 09	0,03	0,05	0,08	0,23	0,02	0,02
Basis	0,98	1,23	11,06	6,03	2,12	1,94
BAM	0,95	0,76	0,94	0,24	0,00	0,00
Basis	0,25	0,34	1,46	1,63	0,52	0,25
Al-P	0,42	0,65	6,10	2,99	1,92	0,54
Al-Pentfr.	0,40	0,54	3,42	2,26	0,77	0,54
FIX-Phos	0,05	0,04	0,04	0,03	0,00	0,05
SESAL-Phos	0,00	0,00	0,06	0,09	0,00	0,08
MAP Stuttgart	0,14	0,10	0,93	0,70	0,28	0,04
MAP Gifhorn	0,09	0,25	0,55	0,23	0,00	0,04
Seaborne	0,11	0,34	1,48	0,66	0,00	0,03
Ash Dec 08	1,68	2,20	2,86	1,51	0,26	0,10
Ash Dec 09	1,21	2,24	2,55	0,29	0,07	0,03
RP	1,51	0,45	0,14	0,52	3,63	0,03
TSP	1,17	0,94	0,29	1,28	13,46	0,01

Tabelle A 5: Bodengesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) vor Versuchsbeginn der 1. Versuchsreihe (VR) inklusive Düngereinwaage

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
Sand 1.VR	MAP Gifhorn	0,18	1,66	0,39	0,16	1,20	0,58	0,12	4,39	0,82	3,59	10,03	1,28	0,05	7,51
	MAP Stuttgart	0,19	1,66	0,43	0,16	1,16	0,57	0,12	4,39	0,81	3,61	10,12	1,28	0,05	7,51
	Seaborne	0,23	1,66	0,42	0,16	1,17	0,57	0,12	4,39	0,82	3,63	10,13	1,28	0,05	7,51
	PASCH I	0,19	1,67	0,36	0,20	1,27	0,57	0,12	4,39	0,82	3,60	10,23	1,28	0,05	7,52
	P-RoC 2008	0,19	1,66	0,37	0,16	1,29	0,57	0,12	4,39	0,82	3,58	10,24	1,28	0,05	7,51
	Ulophos	0,19	1,67	0,42	0,16	1,25	0,57	0,12	4,41	0,83	3,63	10,20	1,28	0,05	7,51
	AshDec 2008	0,20	1,68	0,36	0,16	1,26	0,59	0,12	4,49	0,88	3,75	10,22	1,28	0,05	7,51
	TSP I	0,19	1,66	0,39	0,16	1,21	0,57	0,12	4,42	0,83	3,58	10,17	1,28	0,06	7,50
	RP I	0,19	1,66	0,39	0,16	1,28	0,57	0,12	4,43	0,82	3,58	10,24	1,28	0,05	7,51
	Kontrolle I	0,15	1,66	0,33	0,08	1,04	0,57	0,12	4,39	0,81	3,57	10,00	1,28	0,05	7,50
Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	5,34	19,98	0,64	3,29	3,92	12,15	0,70	27,90	23,30	16,61	58,45	10,44	0,17	23,64
	MAP Stuttgart	5,35	19,99	0,68	3,29	3,89	12,15	0,70	27,90	23,30	16,62	58,52	10,44	0,17	23,64
	Seaborne	5,39	19,99	0,67	3,29	3,89	12,14	0,70	27,90	23,31	16,65	58,53	10,44	0,17	23,64
	PASCH I	5,36	19,99	0,61	3,33	3,99	12,14	0,71	27,91	23,31	16,61	58,43	10,45	0,17	23,66
	P-RoC 2008	5,35	19,98	0,62	3,29	4,01	12,14	0,70	27,90	23,30	16,59	58,43	10,45	0,17	23,64
	Ulophos	5,35	19,99	0,67	3,30	3,97	12,15	0,70	27,92	23,31	16,65	58,44	10,45	0,17	23,64
	AshDec 2008	5,36	20,00	0,61	3,30	3,98	12,17	0,70	28,00	23,37	16,76	58,78	10,45	0,17	23,65
	TSP I	5,35	19,98	0,65	3,29	3,93	12,14	0,70	27,94	23,32	16,60	58,59	10,45	0,18	23,64
	RP I	5,35	19,98	0,64	3,29	4,00	12,14	0,70	27,95	23,31	16,59	58,49	10,45	0,17	23,64
	Kontrolle I	5,32	19,98	0,58	3,21	3,77	12,14	0,70	27,90	23,30	16,59	58,42	10,44	0,17	23,64

Tabelle A 6: Bodengesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) vor Versuchsbeginn der 2. Versuchsreihe (VR) inklusive Düngereinwaage

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
Sand 2.VR	Kontrolle II	0,15	1,66	0,33	0,08	1,04	0,57	0,12	4,39	0,81	3,57	10,00	1,28	0,05	7,50
	RP II	0,19	1,66	0,39	0,16	1,28	0,57	0,12	4,43	0,82	3,58	10,24	1,28	0,05	7,51
	TSP II	0,19	1,66	0,39	0,16	1,21	0,57	0,12	4,42	0,83	3,58	10,17	1,28	0,06	7,50
	P-RoC 2009	0,19	1,66	0,39	0,16	1,33	0,57	0,12	4,39	0,82	3,58	10,29	1,28	0,05	7,51
	FIX-Phos	0,19	1,66	0,39	0,16	1,25	0,57	0,12	4,39	0,81	3,58	10,21	1,28	0,05	7,51
	SESAL-Phos	0,19	1,66	0,39	0,16	1,28	0,57	0,12	4,39	0,81	3,58	10,24	1,29	0,05	7,51
	Al-P _{entfr.}	0,19	1,75	0,39	0,16	1,24	0,58	0,12	4,45	0,85	4,09	10,19	1,30	0,05	7,63
	Al-P	0,20	1,75	0,39	0,17	1,23	0,58	0,12	4,45	0,86	4,46	10,19	1,30	0,05	7,62
	AshDec 2009	0,23	1,69	0,39	0,16	1,25	0,63	0,12	4,49	0,91	3,79	10,21	1,28	0,05	7,51
	Kontrolle II	3,55	16,64	0,51	1,92	2,09	10,17	0,86	25,64	17,56	10,45	34,32	6,56	0,16	17,57
Lehm 2.VR	RP II	3,58	16,64	0,57	2,00	2,33	10,17	0,86	25,69	17,56	10,45	34,39	6,56	0,16	17,57
	TSP II	3,58	16,64	0,57	2,00	2,26	10,17	0,86	25,67	17,57	10,46	34,49	6,57	0,17	17,57
	P-RoC 2009	3,59	16,64	0,57	2,00	2,38	10,17	0,86	25,64	17,56	10,46	34,42	6,56	0,16	17,57
	FIX-Phos	3,59	16,64	0,57	2,00	2,30	10,17	0,86	25,64	17,56	10,45	34,32	6,56	0,16	17,57
	SESAL-Phos	3,58	16,64	0,57	2,00	2,33	10,17	0,86	25,64	17,56	10,45	34,33	6,57	0,16	17,57
	Al-P _{entfr.}	3,59	16,73	0,57	2,00	2,28	10,18	0,86	25,70	17,60	10,97	35,70	6,58	0,16	17,69
	Al-P	3,59	16,73	0,57	2,01	2,28	10,18	0,86	25,70	17,60	11,33	36,05	6,58	0,17	17,69
	AshDec 2009	3,63	16,67	0,57	2,00	2,30	10,23	0,86	25,74	17,65	10,67	34,42	6,57	0,16	17,57

Tabelle A 7: Bodengesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) vor Versuchsbeginn der 3. Versuchsreihe (VR) inklusive Düngereinwaage

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
Sand 3.VR	PASCH II	0,19	1,69	0,39	0,26	1,22	0,57	0,12	4,40	0,82	3,63	10,17	1,28	0,05	7,52
	PASCH III	0,19	1,68	0,39	0,27	1,28	0,57	0,12	4,40	0,83	3,87	10,24	1,29	0,05	7,52
	BAM	0,19	1,68	0,39	0,16	1,24	0,60	0,12	4,46	0,84	3,63	10,20	1,29	0,05	7,50
	TSP III	0,19	1,66	0,39	0,16	1,21	0,57	0,12	4,42	0,83	3,58	10,17	1,28	0,06	7,50
	RP III	0,19	1,66	0,39	0,16	1,28	0,57	0,12	4,43	0,82	3,58	10,24	1,28	0,05	7,51
	Kontrolle III	0,15	1,66	0,33	0,08	1,04	0,57	0,12	4,39	0,81	3,57	10,00	1,28	0,05	7,50
Lehm 3.VR	PASCH II	3,58	16,67	0,57	2,10	2,26	10,17	0,86	25,65	17,56	10,50	34,32	6,57	0,16	17,58
	PASCH III	3,59	16,66	0,57	2,11	2,33	10,17	0,86	25,65	17,57	10,74	34,32	6,57	0,16	17,58
	BAM	3,58	16,66	0,57	2,00	2,29	10,20	0,86	25,71	17,58	10,51	34,38	6,58	0,16	17,57
	TSP III	3,58	16,64	0,57	2,00	2,26	10,17	0,86	25,67	17,57	10,46	34,49	6,57	0,17	17,57
	RP III	3,58	16,64	0,57	2,00	2,33	10,17	0,86	25,69	17,56	10,45	34,39	6,56	0,16	17,57
	Kontrolle III	3,55	16,64	0,51	1,92	2,09	10,17	0,86	25,64	17,56	10,45	34,32	6,56	0,16	17,57

Tabelle A 8: Bodengesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der 1. Versuchsreihe (VR) nach der ersten Vollernte

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
Sand 1.VR	MAP Gifhorn	0,10	1,79	0,27	-	1,03	0,56	0,11	4,59	0,80	3,90	15,20	1,92	-	8,31
	MAP Stuttgart	0,12	1,65	0,28	0,14	1,00	0,69	0,11	4,09	0,80	3,78	14,76	0,93	0,11	7,87
	Seaborne	0,14	1,30	0,26	0,12	0,85	0,68	0,10	3,68	0,76	3,50	12,78	1,77	0,11	7,20
	PASCH I	0,10	1,61	0,28	0,14	1,01	0,72	0,11	3,92	0,75	3,76	15,04	1,01	0,11	7,95
	P-RoC 2008	0,09	1,60	0,26	0,15	1,01	0,69	0,11	3,87	0,71	3,47	14,01	0,63	0,10	7,66
	Ulophos	0,11	1,35	0,25	0,13	0,87	0,68	0,09	3,61	0,69	3,40	12,66	1,44	0,11	7,04
	AshDec 2008	0,10	1,31	0,25	0,12	0,84	0,70	0,09	3,58	0,71	3,57	12,83	1,79	0,11	7,32
	TSP I	0,11	1,57	0,35	0,13	0,84	0,70	0,10	3,92	0,71	3,81	12,57	1,95	0,11	7,77
	RP I	0,11	1,51	0,33	0,12	0,88	0,69	0,10	3,84	0,68	3,72	13,40	1,74	0,10	7,64
	Kontrolle I	0,11	1,49	0,25	0,13	0,94	0,74	0,11	4,11	0,77	3,79	14,55	0,69	0,11	8,06
Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	5,96	24,74	0,61	4,90	4,35	21,93	0,79	31,00	24,40	17,36	-	2,10	-	26,15
	MAP Stuttgart	5,98	24,64	0,63	4,75	4,17	22,05	0,77	31,37	24,45	17,19	-	3,28	-	26,01
	Seaborne	6,20	24,01	0,64	4,82	4,19	22,41	0,80	32,36	24,89	16,71	-	9,75	-	24,95
	PASCH I	5,79	24,12	0,58	4,50	4,13	22,06	0,82	31,84	25,02	16,58	-	-	-	26,11
	P-RoC 2008	5,90	24,25	0,59	4,66	4,39	22,04	0,79	31,72	24,60	16,49	-	1,94	-	26,12
	Ulophos	6,18	23,91	0,64	4,79	4,52	22,43	0,80	33,95	26,34	16,77	-	-	-	25,22
	AshDec 2008	6,09	23,73	0,58	4,68	4,08	21,92	0,80	30,05	21,95	16,48	-	9,79	-	24,69
	TSP I	5,76	23,83	0,60	4,50	4,26	21,87	0,80	31,62	23,99	16,93	-	-	-	26,63
	RP I	6,21	24,17	0,60	4,07	4,16	22,08	0,81	30,49	22,80	16,42	-	10,09	-	24,94
	Kontrolle I	6,24	24,46	0,58	4,92	4,24	22,81	0,81	34,01	25,93	16,67	-	-	-	24,51

Tabelle A 9: Bodengesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der 2. Versuchsreihe (VR) nach der ersten Vollernte

Düngerprodukt		Mg	Al	K	Ca	P	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
Sand 2.VR	Kontrolle II	0,12	2,24	0,15	1,16	0,36	0,56	0,13	3,86	0,83	5,00	12,02	-	0,12	10,21
	RP II	0,11	2,01	0,14	1,07	0,36	0,52	0,12	4,74	0,80	4,53	9,45	-	-	9,60
	TSP II	0,11	1,96	0,14	1,01	0,35	0,51	0,12	4,50	0,72	4,33	-	-	-	9,17
	P-RoC 2009	0,11	1,90	0,13	1,11	0,33	0,48	0,12	4,37	0,70	4,37	-	-	-	8,93
	FIX-Phos	0,11	1,85	0,13	1,03	0,32	0,46	0,11	4,36	0,78	4,31	-	-	-	8,56
	SESAL-Phos	0,10	1,87	0,13	1,01	0,33	0,46	0,11	4,33	0,71	4,40	-	-	-	8,52
	Al-P _{entfr.}	0,11	1,92	0,13	0,99	0,33	0,47	0,11	4,34	0,62	4,71	-	-	-	8,66
	Al-P	0,10	1,90	0,14	0,88	0,32	0,46	0,11	4,23	0,61	4,97	-	-	-	8,50
	AshDec 2009	0,12	1,64	0,12	0,90	0,29	0,45	0,11	3,85	0,58	3,95	-	-	-	7,82
Lehm 2.VR	Kontrolle II	3,57	17,05	2,07	2,65	0,51	10,56	0,91	27,14	18,66	10,86	35,29	6,58	0,15	16,89
	RP II	3,44	17,50	2,03	2,62	0,53	10,42	0,87	26,46	18,49	10,80	35,64	7,15	0,15	16,31
	TSP II	3,48	17,66	2,04	2,75	0,55	10,62	0,89	26,83	18,34	10,92	36,91	7,22	0,15	16,51
	P-RoC 2009	3,49	17,55	2,00	2,76	0,56	10,18	0,91	26,65	18,35	11,00	36,10	6,68	0,15	16,77
	FIX-Phos	3,61	18,21	2,05	2,63	0,55	9,89	0,89	27,18	17,97	11,10	35,39	5,91	0,13	16,29
	SESAL-Phos	3,45	17,60	1,99	2,71	0,55	9,58	0,87	26,11	17,96	10,66	35,61	5,98	0,13	16,42
	Al-P _{entfr.}	3,52	17,48	2,03	2,70	0,54	9,68	0,90	26,07	17,56	10,82	35,95	5,73	0,13	16,13
	Al-P	3,38	16,78	1,98	2,61	0,54	9,43	0,89	26,19	17,43	11,05	35,82	5,62	-	16,03
	AshDec 2009	3,44	16,73	1,99	2,49	0,54	9,56	0,91	26,04	17,36	10,54	34,50	5,64	-	15,89

Tabelle A 10: Bodengesamtgehalte (Königswasser-Extrakt) der 2. Versuchsreihe (VR) nach der ersten Vollernte

Düngerprodukt		Mg	Al	K	Ca	P	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
Sand 3.VR	PASCH II	0,10	1,52	0,12	0,91	0,31	0,33	0,12	5,46	1,00	5,44	16,58	0,72	-	9,61
	PASCH III	0,11	1,46	0,11	1,07	0,34	0,33	0,14	5,32	0,98	5,59	16,16	0,79	-	10,11
	BAM	0,15	1,47	0,09	1,16	0,40	0,34	0,15	5,44	0,95	5,28	16,41	0,85	-	10,59
	TSP III	0,10	1,25	0,09	0,98	0,35	0,26	0,13	4,37	0,67	4,43	12,60	0,72	-	8,79
	RP III	0,15	1,32	0,09	1,54	0,46	0,26	0,20	7,50	1,19	7,14	24,20	0,96	0,21	14,85
	Kontrolle III	0,09	1,22	0,09	0,84	0,26	0,24	0,12	4,01	0,64	4,23	12,40	0,84	0,11	8,69
Lehm 3.VR	PASCH II	3,77	16,06	2,00	2,86	0,57	8,53	0,98	30,08	20,67	12,89	52,87	7,85	0,20	18,86
	PASCH III	3,34	16,11	1,95	2,66	0,52	8,83	0,85	26,44	18,27	12,12	48,47	7,95	-	16,23
	BAM	3,37	16,30	1,85	2,78	0,53	9,08	0,83	27,10	19,01	12,67	49,46	8,53	-	16,26
	TSP III	3,21	15,84	1,81	2,58	0,52	8,75	0,87	26,36	18,35	11,97	47,06	8,27	-	16,55
	RP III	3,75	16,65	2,03	2,64	0,53	8,86	0,87	27,37	18,65	12,05	49,43	7,33	0,20	20,64
	Kontrolle III	4,43	14,27	2,35	2,92	0,58	7,43	1,02	32,40	22,05	13,38	57,12	9,05	0,22	26,05

Tabelle A 11: Organisch sorbierte Gehalte (EDTA-Extraktion) der phosphorhaltigen Basis- und Endprodukte

Düngerprodukt	Mg	Al	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	[g/kg]							[mg/kg]					
Basis	0,73	0,01	5,06	8,55	0,12	0,01	<1	0,45	2,72	45,94	<0,25	<0,03	1,24
Ulophos	0,34	0,03	0,97	9,57	0,03	0,01	1,21	0,31	6,80	13,15	0,28	<0,03	0,52
Basis A	0,61	0,13	0,55	7,79	1,27	0,78	<1	6,08	69,79	495,35	0,41	0,53	36,97
Basis B	1,26	0,26	0,59	10,93	1,33	1,35	<1	7,05	159,87	559,52	0,37	0,63	36,60
Basis C	1,91	0,93	0,64	10,90	0,41	0,55	<1	1,55	86,67	104,04	4,38	0,31	30,55
PASCH I	1,90	0,02	65,87	6,75	0,04	1,73	1,88	1,21	3,54	1,67	0,07	-	5,75
PASCH II	4,33	0,31	102,21	57,34	0,00	3,49	<1	8,21	175,00	3,26	2,16	<0,03	9,10
PASCH III	2,88	0,18	125,62	37,72	0,03	2,41	1,72	6,13	50,44	0,71	1,18	-	14,84
Basis	0,00	0,00	0,64	20,07	0,00	0,00	1,98	1,92	37,38	0,54	0,17	<0,03	0,03
P-RoC 08	0,39	0,00	0,34	8,73	0,02	0,04	1,74	1,16	0,66	8,72	-	-	0,39
P-RoC 09	0,29	<0,00	0,10	4,88	0,00	0,02	<1	0,12	0,98	15,64	<0,25	<0,03	0,14
Basis	<0,00	<0,00	0,29	22,93	<0,00	<0,00	<1	0,11	0,09	<1,25	<0,25	<0,03	0,70
BAM	9,51	0,06	0,24	7,16	0,02	0,06	<1	0,52	9,48	3,31	2,96	<0,03	0,05
Basis	2,98	0,30	10,50	6,79	0,83	0,17	<1	6,16	50,17	301,10	1,41	0,55	23,15
Al-P	2,48	37,34	2,93	3,94	3,16	0,35	7,36	7,63	401,65	341,86	4,47	2,16	16,99
Al-P _{entfr.}	1,18	18,48	1,73	2,28	3,09	0,13	9,04	7,88	153,56	264,50	2,87	0,91	4,17
FIX-Phos	1,62	0,00	0,64	8,62	0,31	0,61	<0,5	0,48	0,76	4,65	<0,03	<0,03	0,56
SESAL-Phos	0,00	0,05	0,05	9,11	<0,00	0,00	<0,5	<0,05	1,58	9,64	19,37	<0,03	0,15
MAP Stuttgart	6,12	0,23	0,14	0,85	0,45	0,01	<0,5	1,10	57,17	79,66	0,14	0,39	2,21
MAP Gifhorn	2,25	0,00	0,39	8,46	0,55	0,05	<0,5	1,83	10,43	11,99	0,05	<0,03	0,38
Seaborne	6,54	0,02	0,42	6,76	0,07	0,10	<0,5	2,49	50,77	91,92	0,18	0,12	0,78
AshDec 08	1,89	1,48	0,85	9,73	1,80	0,04	<0,5	4,92	43,00	55,01	0,63	0,18	3,21
AshDec 09	3,74	0,05	0,05	4,86	0,13	0,04	<0,5	0,53	12,00	1,46	0,42	<0,03	0,22
RP	0,74	0,00	0,08	11,86	0,02	0,00	<0,5	0,68	2,54	56,16	0,09	1,59	0,34
TSP	1,30	0,07	1,60	73,93	0,67	0,03	34,16	33,28	10,94	373,07	7,26	12,89	0,87

Tabelle A 12: Leicht sorbierte Gehalte (Ca(NO₃)₂-Extraktion) der phosphorhaltigen Basis- und Endprodukte

Düngerprodukt	Mg	Al	P	K	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	[g/kg]							[mg/kg]					
Basis	0,82	0,00	1,20	5,41	0,01	0,00	0,17	0,24	0,81	0,67	0,02	<0,01	0,02
Ulophos	0,16	0,01	<0,01	0,96	0,00	<0,00	0,42	<0,01	0,02	<0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Basis A	0,83	0,02	0,30	0,55	0,02	0,04	0,10	3,61	13,13	6,06	0,24	<0,01	0,08
Basis B	1,34	0,01	0,19	0,52	0,01	0,14	<0,1	1,49	8,01	3,52	0,16	<0,01	0,03
Basis C	0,54	0,03	<0,01	0,43	<0,00	0,00	<0,1	0,03	0,03	0,04	0,05	<0,01	<0,01
PASCH I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PASCH II	3,18	<0,00	0,17	84,48	<0,00	1,33	<0,1	5,35	0,49	0,03	0,29	<0,01	<0,01
PASCH III	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Basis	<0,00	0,00	0,13	0,66	0,00	0,00	<0,1	1,41	41,58	0,30	0,16	<0,01	0,02
P-RoC 08	0,51	<0,00	0,00	0,08	<0,00	0,00	<0,05	0,08	0,19	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01
P-RoC 09	0,69	<0,00	<0,01	0,10	<0,00	0,00	<0,1	0,10	0,20	<0,03	0,02	<0,01	<0,01
Basis	0,03	0,22	<0,01	0,64	0,00	<0,00	0,28	<0,01	<0,01	<0,03	0,02	<0,01	<0,01
BAM	0,22	0,00	0,01	0,14	<0,00	<0,00	0,10	<0,01	<0,01	0,02	0,04	<0,01	<0,01
Basis	2,25	0,02	10,35	11,30	0,01	0,00	0,16	3,00	7,41	2,46	1,77	<0,01	0,12
Al-P	2,65	29,96	22,82	2,87	1,40	0,27	5,73	5,37	382,39	185,77	2,66	2,00	1,74
Al-P _{entfr.}	1,50	22,88	17,50	1,51	2,16	0,13	8,74	5,98	216,98	162,69	2,18	0,80	1,66
FIX-Phos	1,21	<0,00	0,25	0,50	<0,00	0,00	<0,5	0,05	0,03	<0,1	0,02	<0,01	<0,01
SESAL-Phos	<0,00	0,05	1,49	0,05	0,00	<0,00	0,04	<0,01	0,02	<0,1	15,95	<0,01	<0,01
MAP Stuttgart	1,50	<0,00	0,09	0,08	<0,00	0,00	<0,5	0,07	2,47	<0,1	0,03	<0,01	<0,01
MAP Gifhorn	1,96	<0,00	0,05	0,31	0,00	0,00	<0,5	0,40	2,50	<0,1	0,03	<0,01	<0,01
Seaborne	2,88	<0,00	0,14	0,39	<0,00	0,00	<0,5	0,20	2,04	<0,1	0,06	<0,01	<0,01
AshDec 08	1,89	0,00	4,19	0,66	0,01	0,01	<0,5	2,93	0,50	2,55	0,40	0,01	<0,01
AshDec 09	0,28	0,00	0,00	0,04	<0,00	0,00	<0,5	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01
RP	0,66	<0,00	<0,00	0,08	<0,00	0,00	<0,5	0,02	<0,1	0,13	<0,01	<0,01	<0,01
TSP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

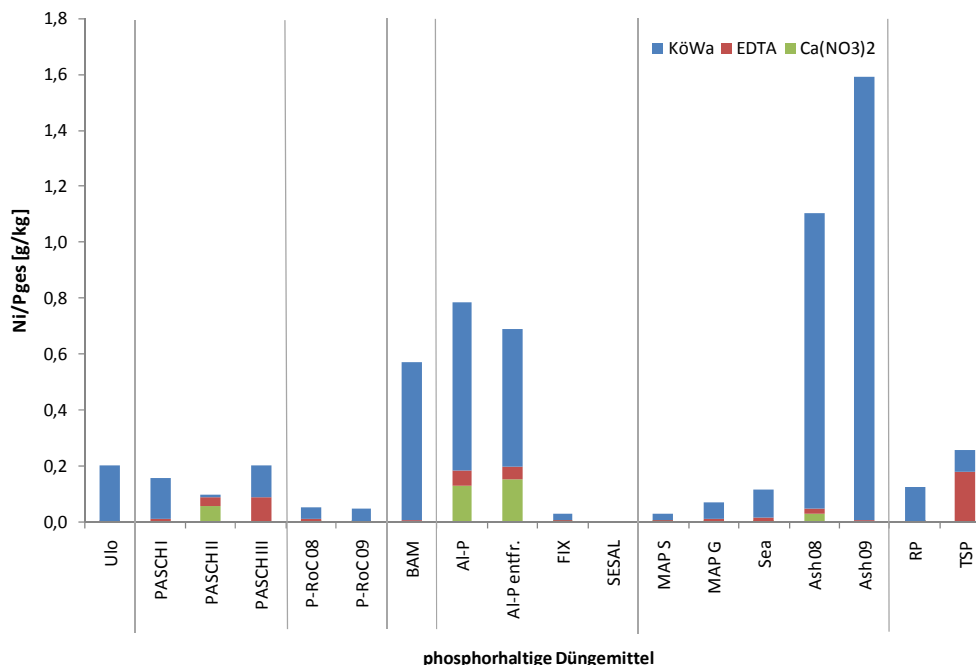


Abbildung A 2: Nickelgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Düngemittel je kg Gesamtphosphor: KöWa – Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA – organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ – leicht-löslicher Gehalt

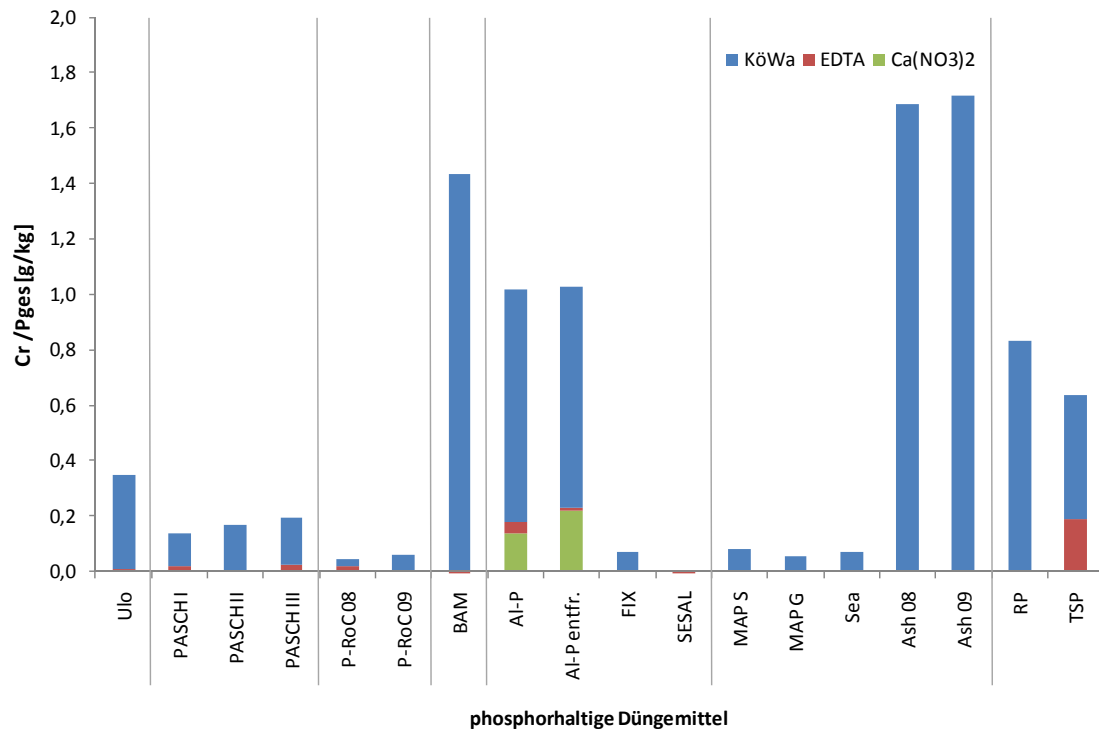


Abbildung A 3: Chromgehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Düngemittel je kg Gesamtphosphor: KöWa – Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA – organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ – leichtlöslicher Gehalt

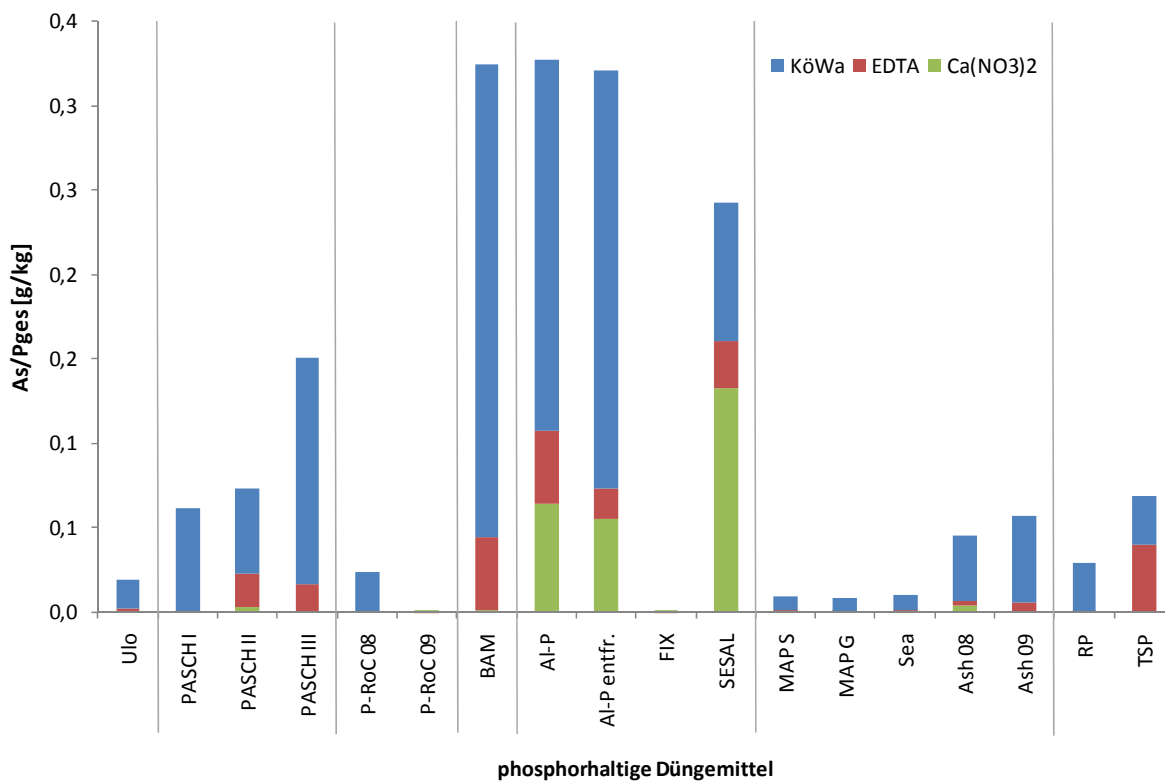


Abbildung A 4: Arsengehalte und -verfügbarkeiten der untersuchten Düngemittel je kg Gesamtphosphor: KöWa – Königswasser-extrahierbarer Gesamtgehalt, EDTA – organisch sorbierter Gehalt, Ca(NO₃)₂ – leichtlöslicher Gehalt

Messdaten Maispflanzen

Tabelle A 13: Gesamterträge (Σ Jung- und Adultmais) [g/Topf] in der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) der 1. Versuchsreihe (VR) auf Sand- und auf Lehmboden sowie Standardabweichung der Versuchswiederholungen

Düngerprodukt		Ertrag EF	STABW	Ertrag NF	STABW
		[g/Topf]			
Sand 1.VR	MAP Gifhorn	48,09	2,56	42,32	4,16
	MAP Stuttgart	51,40	6,81	43,69	1,91
	P-RoC 2008	43,17	9,94	38,02	5,58
	PASCH I	55,74	4,15	43,28	3,00
	TSP I	61,62	7,72	43,87	2,73
	RP I	64,14	8,32	40,14	3,72
	Ash Dec 2008	67,74	5,38	47,10	3,75
	Seaborne	62,71	8,12	52,56	2,55
	Ulophos	56,54	8,54	50,12	2,52
	Kontrolle I	53,85	10,66	51,22	3,74
Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	36,24	2,33	52,58	3,98
	MAP Stuttgart	33,47	6,17	47,97	2,61
	P-RoC 2008	35,74	5,44	48,75	3,38
	PASCH I	29,17	3,65	47,83	3,28
	TSP I	25,43	9,13	36,11	12,23
	RP I	24,95	3,24	43,15	4,41
	Ash Dec 2008	24,95	3,35	42,18	4,25
	Seaborne	29,29	2,27	48,31	3,58
	Ulophos	25,18	4,27	50,36	3,33
	Kontrolle I	24,71	6,27	49,60	2,85

Tabelle A 14: Gesamterträge (Σ Jung- und Adultmais) [g/Topf] in der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) der 2. Versuchsreihe (VR) auf Sand- und auf Lehmboden sowie Standardabweichung der Versuchswiederholungen

Düngerprodukt		Ertrag EF	STABW	Ertrag NF	STABW
		[g/Topf]			
Sand 2.VR	Kontrolle II	47,60	1,85	39,76	0,88
	RP II	47,75	1,83	45,32	4,25
	TSP II	50,87	2,64	40,93	3,81
	P-RoC 2009	51,88	3,10	43,22	6,78
	FIX-Phos	53,99	3,63	32,70	4,83
	SESAL-Phos	53,56	0,77	44,64	3,18
	Al-Pentfr.	57,74	1,71	46,66	1,00
	Al-P	55,69	1,16	52,63	10,73
	Ash Dec 2009	56,74	2,49	49,17	3,12
Lehm 2.VR	Kontrolle II	60,49	5,43	39,45	1,57
	RP II	51,68	5,16	41,37	0,47
	TSP II	61,59	2,17	44,82	2,50
	P-RoC 2009	56,42	5,12	44,73	1,99
	FIX-Phos	58,91	5,06	48,33	1,78
	SESAL-Phos	51,33	6,10	42,29	6,22
	Al-Pentfr.	52,45	3,25	39,55	2,42
	Al-P	51,30	2,26	42,54	2,47
	Ash Dec 2009	48,99	5,86	42,30	2,34

Tabelle A 15: Gesamterträge (Σ Jung- und Adultmais) [g/Topf] in der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) der 3. Versuchsreihe (VR) auf Sand- und auf Lehmboden sowie Standardabweichung der Versuchswiederholungen

Düngerprodukt		Ertrag EF	STABW	Ertrag NF	STABW
		[g/Topf]			
Sand 3.VR	PASCH II	35,71	4,72	54,53	2,86
	PASCH III	36,84	6,55	49,96	1,05
	BAM	35,79	3,92	44,02	8,36
	TSP III	38,21	7,16	53,68	2,76
	RP III	33,24	6,89	57,98	1,77
	Kontrolle III	32,92	5,83	56,27	3,71
Lehm 3.VR	PASCH II	41,25	4,21	57,24	1,63
	PASCH III	41,86	1,31	56,91	3,58
	BAM	41,70	1,24	55,94	5,75
	TSP III	41,54	2,54	53,26	5,02
	RP III	38,92	2,92	56,80	2,18
	Kontrolle III	40,39	3,58	54,29	1,64

Tabelle A 16: Trockensubstanz TS [g/Topf] der Adultmaispflanzen in der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) der 1. Versuchsreihe (VR) auf Sand- und auf Lehmboden sowie Standardabweichung der Versuchswiederholungen

Düngerprodukt		TS EF	STABW	TS NF	STABW
		[g/Topf]			
AM Sand 1. VR	MAP Gifhorn	41,39	2,25	36,29	4,04
	MAP Stuttgart	43,78	6,76	36,95	1,89
	P-RoC 2008	36,20	9,73	31,69	5,80
	PASCH I	48,49	4,03	36,78	2,78
	TSP I	53,54	7,31	37,88	2,68
	RP I	57,39	7,63	35,08	3,37
	Ash Dec 2008	60,46	5,50	40,25	3,88
	Seaborne	53,98	7,52	45,28	2,87
	Ulophos	49,21	7,53	43,64	2,55
	Kontrolle I	47,45	10,03	44,25	3,80
AM Lehm 1. VR	MAP Gifhorn	27,98	2,15	44,92	3,88
	MAP Stuttgart	25,03	7,00	40,00	2,33
	P-RoC 2008	27,48	4,85	40,73	3,26
	PASCH I	21,84	3,80	41,15	3,75
	TSP I	18,25	7,31	30,56	11,17
	RP I	17,79	3,04	37,41	4,55
	Ash Dec 2008	18,26	3,44	36,24	3,65
	Seaborne	21,00	2,34	40,36	3,68
	Ulophos	18,46	4,13	43,59	3,04
	Kontrolle I	18,00	5,93	42,83	2,80

Tabelle A 17: Trockensubstanz TS [g/Topf] der Adultmaispflanzen in der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) der 2. Versuchsreihe (VR) auf Sand- und auf Lehmboden sowie die Standardabweichung der Versuchswiederholungen

Düngerprodukt		TS EF	STABW	TS NF	STABW
		[g/Topf]			
AM Sand 2.VR	Kontrolle II	41,73	1,98	32,06	2,10
	RP II	41,32	1,72	36,94	4,11
	TSP II	44,44	2,11	32,62	3,38
	P-RoC 2009	45,44	2,76	35,35	6,86
	FIX-Phos	47,02	3,91	25,90	4,69
	SESAL-Phos	47,09	0,62	36,43	2,93
	Al-Pentfr.	50,41	1,73	37,82	0,56
	Al-P	48,91	1,59	44,03	10,57
	Ash Dec 2009	49,72	2,60	39,81	4,02
AM Lehm 2.VR	Kontrolle II	53,93	5,84	30,84	1,14
	RP II	44,92	4,88	31,85	1,13
	TSP II	54,51	2,51	34,76	2,48
	P-RoC 2009	48,58	4,68	34,71	2,54
	FIX-Phos	50,95	4,97	39,25	1,80
	SESAL-Phos	45,04	5,66	34,48	5,52
	Al-Pentfr.	45,92	3,49	30,41	2,11
	Al-P	44,74	2,28	33,33	2,83
	Ash Dec 2009	42,45	5,51	32,97	2,68

Tabelle A 18: Trockensubstanz TS [g/Topf] der Adultmaispflanzen in der Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) der 3. Versuchsreihe (VR) auf Sand- und auf Lehmboden sowie die Standardabweichung der Versuchswiederholungen

Düngerprodukt		TS EF	STABW	TS NF	STABW
		[g/Topf]			
AM Sand 3.VR	PASCH II	29,80	4,27	46,14	3,41
	PASCH III	31,02	6,28	41,10	1,95
	BAM	30,00	3,75	36,87	6,77
	TSP III	32,27	7,17	43,76	1,65
	RP III	27,85	6,24	48,89	1,76
	Kontrolle III	27,33	5,43	47,33	3,20
AM Lehm 3.VR	PASCH II	34,74	4,45	46,92	1,60
	PASCH III	35,38	1,05	46,06	4,99
	BAM	35,40	1,29	46,42	4,79
	TSP III	34,41	2,55	43,95	4,04
	RP III	32,93	2,84	46,61	2,13
	Kontrolle III	33,60	3,97	46,43	0,87

Tabelle A 19: Gesamtgehalte (Mikrowellen-Aufschluss) der Adultmaispflanzen (AM) (Erstfrucht, EF) der 1. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
AM EF Sand 1.VR	MAP Gifhorn	4,21	0,09	2,28	12,67	5,27	0,13	0,08	3,37	1,77	6,67	84,57	0,17	0,09	0,43
	MAP Stuttgart	5,79	0,09	2,64	10,96	5,23	0,11	0,10	3,58	2,18	6,67	92,62	0,22	0,11	0,42
	Seaborne	2,96	0,07	1,47	7,57	4,22	0,07	0,12	2,40	1,51	5,39	63,67	0,14	0,08	0,30
	PASCH I	3,31	0,12	1,81	12,33	4,77	0,10	0,13	3,22	1,63	5,28	59,33	0,18	0,09	0,48
	P-RoC 2008	4,62	0,07	2,39	15,07	5,89	0,84	0,15	3,02	1,83	6,96	89,27	0,18	0,12	0,39
	UloPhos	2,98	0,06	1,37	7,55	4,29	0,07	0,10	3,66	1,95	5,40	65,14	0,13	0,08	0,33
	AshDec 2008	3,46	0,13	1,77	8,37	4,89	0,06	0,14	2,43	1,40	4,33	57,67	0,09	0,05	0,28
	TSP I	4,89	0,05	1,94	7,65	4,27	0,09	0,13	3,35	1,62	4,64	57,06	0,22	0,08	0,54
	RP I	3,47	0,06	1,74	9,98	4,39	0,06	0,12	2,31	1,32	4,60	62,16	0,11	0,06	0,30
	Kontrolle I	3,84	0,08	1,76	3,78	5,90	0,07	0,06	3,11	1,70	5,40	74,54	0,24	0,07	0,44
AM EF Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	4,50	3,09	1,43	5,93	7,24	2,00	0,09	10,86	5,81	7,64	24,91	1,12	0,12	2,31
	MAP Stuttgart	4,68	2,55	1,48	5,81	7,49	1,71	0,07	8,07	4,83	7,14	23,49	0,96	0,14	1,90
	Seaborne	5,02	0,63	1,53	6,56	9,00	0,62	0,03	3,48	2,36	6,71	23,11	0,39	0,12	0,85
	PASCH I	4,46	1,98	1,47	6,02	8,52	1,49	0,07	5,92	3,33	7,37	22,37	0,75	0,13	1,72
	P-RoC 2008	4,46	1,48	1,42	5,35	7,56	1,09	0,05	4,90	2,81	7,27	23,91	0,55	0,12	1,22
	UloPhos	5,28	0,95	1,48	7,48	9,70	0,81	0,05	4,50	2,73	7,35	24,82	0,56	0,14	1,32
	AshDec 2008	4,89	1,87	1,32	6,14	8,90	0,72	0,04	3,75	2,49	7,38	28,35	0,34	0,16	0,91
	TSP I	4,91	0,95	1,44	6,19	8,63	1,30	0,06	5,21	3,02	6,22	23,56	0,69	0,15	1,58
	RP I	4,69	1,57	1,59	6,21	8,73	0,46	0,03	2,87	1,98	7,21	27,03	0,24	0,14	0,60
	Kontrolle I	4,36	3,04	1,64	5,07	7,09	2,15	0,09	8,10	4,73	8,20	27,41	1,09	0,12	2,37

Tabelle A 20: Gesamtgehalte (Mikrowellen-Aufschluss) der Adultmaispflanzen (AM) (Erstfrucht, EF) der 2. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
AM EF Sand 2.VR	Kontrolle II	2,70	0,17	1,32	12,39	4,10	0,15	0,16	5,23	2,85	4,07	71,22	0,20	0,07	0,66
	RP II	2,81	0,14	1,44	12,09	4,15	0,07	0,18	3,95	2,28	4,01	65,36	0,17	0,07	0,54
	TSP II	2,85	0,15	1,44	11,32	4,14	0,08	0,19	4,36	2,50	2,99	67,29	0,23	0,07	0,63
	P-RoC 2009	3,18	0,12	1,45	13,16	4,28	0,08	0,15	4,43	2,63	3,41	64,95	0,21	0,09	0,51
	FIX-Phos	2,70	0,13	1,27	10,28	3,68	0,10	0,16	3,27	2,02	2,66	55,57	0,17	-	0,53
	SESAL-Phos	2,91	0,12	1,36	12,93	4,34	0,09	0,17	3,92	2,26	3,17	58,02	0,16	0,08	0,53
	Al-P _{entfr.}	2,19	0,12	1,04	9,48	3,24	0,08	0,34	4,51	2,51	1,97	66,81	0,22	0,07	0,47
	Al-P	3,04	0,13	1,37	12,37	4,22	0,12	0,39	5,29	2,97	3,35	81,09	0,25	0,09	0,47
	AshDec 2009	3,51	0,13	1,65	12,27	5,03	0,11	0,22	5,51	2,96	3,39	77,45	0,25	0,10	0,51
AM EF Lehm 2.VR	Kontrolle II	2,78	1,94	1,83	24,29	5,46	1,54	0,15	17,01	8,70	6,77	38,52	0,56	0,18	1,37
	RP II	2,68	1,25	2,13	28,90	5,21	0,93	0,11	10,45	7,05	6,95	36,59	0,41	0,19	1,03
	TSP II	2,00	1,27	1,51	21,12	4,13	0,74	0,09	11,12	6,46	3,78	24,48	0,44	0,17	0,87
	P-RoC 2009	1,98	0,83	1,57	19,95	4,15	0,53	0,06	8,77	5,15	4,15	22,35	0,31	0,11	0,71
	FIX-Phos	1,90	1,09	1,45	21,47	3,85	0,61	0,08	10,04	5,35	3,94	23,98	0,36	0,13	0,73
	SESAL-Phos	3,02	1,27	2,16	36,21	5,64	0,75	0,11	10,89	6,04	7,10	43,37	0,38	0,22	0,87
	Al-P _{entfr.}	4,21	2,25	2,68	50,16	7,78	1,00	0,32	18,41	9,42	8,68	68,01	0,54	0,46	1,08
	Al-P	3,72	1,49	2,44	42,38	6,79	0,89	0,23	17,15	8,81	7,78	63,62	0,45	0,36	0,93
	AshDec 2009	3,70	1,01	2,57	38,42	7,16	0,66	0,12	8,16	4,53	8,04	46,04	0,37	0,26	0,76

Tabelle A 21: Gesamtgehalte (Mikrowellen-Aufschluss) der Adultmaispflanzen (AM) (Erstfrucht, EF) der 3. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
AM EF Sand 3.VR	PASCH II	2,45	0,08	1,54	34,27	5,50	0,05	0,30	3,10	1,72	3,41	105,02	0,26	0,13	0,40
	PASCH III	2,58	0,07	1,50	36,76	6,00	0,06	0,35	3,64	2,10	3,65	108,13	0,23	0,16	0,40
	BAM	3,91	0,09	1,74	18,04	5,16	0,05	0,27	2,82	1,59	4,61	91,69	0,25	0,11	0,39
	TSP III	3,65	0,09	1,59	17,49	5,19	0,05	0,34	2,91	1,66	3,04	93,75	0,29	0,10	0,39
	RP III	4,33	0,05	1,38	23,41	6,68	0,05	0,36	2,29	1,29	4,04	115,67	0,24	0,10	0,30
	Kontrolle III	4,02	0,08	1,33	23,75	6,49	0,05	0,40	2,81	1,57	4,37	132,37	0,23	0,11	0,42
AM EF Lehm 3.VR	PASCH II	2,00	0,80	1,58	36,79	5,41	0,36	0,20	5,64	3,23	5,07	38,81	0,29	0,51	0,61
	PASCH III	2,24	0,69	1,75	39,33	5,91	0,35	0,23	5,26	4,21	5,66	44,88	0,29	0,70	0,59
	BAM	2,45	0,95	1,71	29,77	5,21	0,35	0,16	6,26	3,64	5,43	36,50	0,34	0,33	0,63
	TSP III	2,29	0,84	1,62	28,84	4,91	0,37	0,16	5,04	2,91	4,55	34,07	0,24	0,42	0,62
	RP III	2,13	0,87	1,52	28,65	4,63	0,38	0,15	4,83	2,80	5,51	38,13	0,29	0,38	0,55
	Kontrolle III	2,28	0,77	1,53	29,15	4,83	0,32	0,15	4,04	2,36	5,70	44,33	0,23	0,39	0,44

Tabelle A 22: Gesamtgehalte (Mikrowellen-Aufschluss) der Adultmaispflanzen (AM) (Nachfrucht, NF) der 1. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
AM NF Sand 1.VR	MAP Gifhorn	2,71	0,09	1,37	11,04	4,08	0,05	0,03	2,64	1,76	3,80	47,04	0,13	-	0,34
	MAP Stuttgart	3,54	0,11	1,61	10,64	4,31	0,06	0,04	2,92	5,74	3,72	46,26	0,17	-	0,43
	P-RoC 2008	3,00	0,07	1,48	12,76	4,02	0,05	0,03	2,49	1,54	4,20	49,30	0,23	0,07	0,31
	PASCH I	2,86	0,09	1,25	10,18	3,71	0,04	0,03	2,58	1,49	3,53	41,84	0,20	0,06	0,34
	TSP I	2,80	0,08	1,32	10,51	3,87	0,04	0,03	2,31	1,37	3,42	47,53	-	0,07	0,35
	RP I	2,70	0,06	1,24	13,01	3,80	0,04	0,03	1,87	1,19	4,18	50,45	-	0,07	0,26
	AshDec 2008	2,91	0,08	1,18	9,49	4,00	0,04	0,04	2,34	1,44	3,30	48,88	0,07	-	0,36
	Seaborne	3,28	0,09	1,20	7,88	3,43	0,04	0,04	2,76	1,69	2,76	39,16	0,10	-	0,40
	Ulophos	2,51	0,06	1,08	8,44	3,39	0,03	0,03	2,39	1,51	2,80	35,01	0,08	0,07	0,26
	Kontrolle I	2,90	0,09	0,99	8,36	4,16	0,04	0,04	2,70	1,90	3,16	43,11	0,13	0,09	0,39
AM NF Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	6,06	0,67	2,23	12,08	5,97	0,30	0,06	5,25	3,00	6,81	37,37	0,40	0,15	0,53
	MAP Stuttgart	7,86	1,29	2,81	15,22	7,74	0,24	0,04	9,20	11,62	13,30	60,49	0,73	0,28	1,57
	P-RoC 2008	7,32	1,26	2,35	14,10	6,76	0,14	0,02	4,46	3,53	8,44	48,87	0,39	0,16	0,88
	PASCH I	6,59	1,13	2,04	13,75	6,31	0,56	0,06	7,40	4,16	8,16	47,49	0,37	0,18	0,92
	TSP I	7,26	1,04	2,47	19,88	7,44	0,51	0,07	6,97	4,07	8,85	42,52	0,41	0,26	0,89
	RP I	6,72	1,02	2,18	15,49	6,41	0,45	0,06	5,99	3,67	9,17	49,83	0,42	0,20	0,85
	AshDec 2008	7,07	0,83	2,33	18,04	7,61	0,37	0,07	5,26	3,18	9,89	48,39	0,56	0,22	0,69
	Seaborne	7,02	1,22	2,56	16,63	6,83	0,58	0,07	7,61	4,96	9,69	48,67	0,51	0,16	1,03
	Ulophos	6,17	0,60	2,20	12,54	5,99	0,27	0,05	5,61	3,52	8,01	35,90	0,20	0,13	0,51
	Kontrolle I	7,23	0,83	2,30	14,72	6,94	0,40	0,06	5,82	3,69	10,06	52,92	0,29	0,19	0,67

Tabelle A 23: Gesamtgehalte (Mikrowellen-Aufschluss) der Adultmaispflanzen (AM) (Nachfrucht, NF) der 2. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
AM NF Sand 2.VR	Kontrolle II	3,96	0,13	1,71	11,86	4,91	0,06	0,06	4,02	2,23	5,38	69,10	0,13	0,11	0,50
	RP II	3,80	0,10	1,55	11,59	4,45	0,05	0,05	2,90	1,61	5,09	61,98	0,11	0,10	0,40
	TSP II	3,53	0,10	1,72	11,19	4,36	0,04	0,05	2,29	1,38	5,29	58,15	0,12	0,12	0,32
	P-RoC 2009	3,42	0,12	1,97	11,71	4,39	0,05	0,04	2,70	1,62	5,06	52,51	0,11	0,11	0,40
	FIX-Phos	4,22	0,09	2,26	16,95	5,12	0,05	0,05	2,60	1,59	6,51	80,15	0,13	0,16	0,41
	SESAL-Phos	2,93	0,10	1,41	10,63	4,00	0,04	0,04	2,52	1,45	4,22	55,04	0,09	0,10	0,42
	Al-P _{entfr.}	3,25	0,10	1,51	10,66	3,97	0,05	0,16	5,13	2,89	4,17	70,39	0,09	0,11	0,41
	Al-P	3,46	0,06	1,63	10,66	4,05	0,03	0,08	2,44	1,49	4,46	76,26	0,09	0,10	0,34
	AshDec 2009	3,28	0,06	1,53	9,58	3,70	0,04	0,05	2,52	1,55	3,96	52,68	0,09	0,08	0,24
AM NF Lehm 2.VR	Kontrolle II	2,20	0,49	2,12	20,29	4,24	0,22	0,04	5,45	3,09	5,33	28,45	0,18	0,08	0,33
	RP II	2,29	0,46	2,27	20,09	4,38	0,21	0,05	6,58	3,80	5,24	27,97	0,18	0,08	0,34
	TSP II	2,19	0,37	2,19	19,15	4,24	0,17	0,04	6,15	3,41	4,12	24,82	0,16	0,08	0,25
	P-RoC 2009	2,33	0,73	2,25	19,58	4,33	0,33	0,05	8,74	5,64	4,82	23,78	0,27	0,07	0,46
	FIX-Phos	2,25	0,64	2,09	20,57	4,09	0,28	0,04	8,36	4,78	4,11	25,25	0,24	0,07	0,38
	SESAL-Phos	2,28	0,69	2,30	22,96	4,31	0,30	0,05	8,34	4,80	5,42	33,43	0,25	0,08	0,50
	Al-P _{entfr.}	2,26	0,56	1,98	18,91	4,02	0,25	0,05	9,78	5,39	4,53	30,23	0,22	0,11	0,28
	Al-P	2,18	0,75	1,90	18,65	3,84	0,32	0,05	7,39	3,97	4,79	30,99	0,28	0,11	0,43
	AshDec 2009	2,20	0,45	2,01	19,22	4,04	0,20	0,04	6,97	3,80	4,81	28,26	0,18	0,06	0,34

Tabelle A 24: Gesamtgehalte (Mikrowellen-Aufschluss) der Adultmaispflanzen (AM) (Nachfrucht, NF) der 3. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
		[g/kg]								[mg/kg]					
AM NF Sand 3.VR	PASCH II	2,42	0,10	1,20	9,27	3,56	0,05	0,05	3,90	2,34	3,37	52,93	0,16	0,10	0,51
	PASCH III	2,38	0,10	1,39	11,47	3,53	0,05	0,06	3,57	2,11	3,61	53,48	0,09	0,12	0,49
	BAM	3,04	0,12	1,45	12,95	4,01	0,06	0,05	3,37	1,96	4,44	57,83	0,08	0,10	0,47
	TSP III	2,35	0,11	1,44	8,71	3,14	0,05	0,05	3,35	1,92	3,22	52,38	0,10	0,08	0,51
	RP III	2,52	0,11	1,17	7,71	3,23	0,05	0,05	3,67	2,06	3,39	46,71	-	0,07	0,51
	Kontrolle III	3,34	0,24	1,43	9,35	4,51	0,10	0,07	8,32	4,25	4,84	63,46	-	0,11	0,85
AM NF Lehm 3.VR	PASCH II	2,06	0,54	1,32	20,24	4,02	0,23	0,06	4,96	2,77	2,97	19,79	-	0,07	0,44
	PASCH III	2,08	1,07	1,37	20,37	3,70	0,47	0,08	7,64	4,28	3,14	21,20	-	0,08	0,78
	BAM	2,17	1,38	1,29	17,07	3,59	0,59	0,08	8,44	4,72	3,50	20,21	-	0,05	0,94
	TSP III	2,21	1,05	1,36	15,63	3,78	0,44	0,07	6,87	3,96	3,25	19,50	-	0,06	0,78
	RP III	2,51	0,92	1,35	18,02	3,82	0,37	0,06	5,21	3,29	3,57	21,37	-	0,05	0,65
	Kontrolle III	2,32	1,27	1,35	17,56	3,91	0,53	0,07	7,68	4,61	3,80	21,34	-	0,05	0,78

Transferfaktoren

Tabelle A 25: Transferfaktoren [dimensionslos] (Quotient Pflanzengehalt der Adultmaispflanzen (AM) Erstfrucht (EF)/Boden-Dünger Gehalt vor Versuchsbeginn) der 1. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
AM EF Sand 1.VR	MAP Gifhorn	23,9	0,1	5,9	79,3	4,4	0,2	0,7	0,8	2,2	1,9	8,4	0,1	1,8	0,1
	MAP Stuttgart	30,6	0,1	6,1	68,7	4,5	0,2	0,9	0,8	2,7	1,8	9,2	0,2	2,2	0,1
	Seaborne	13,0	0,0	3,5	47,3	3,6	0,1	1,0	0,5	1,8	1,5	6,3	0,1	1,6	0,0
	PASCH I	17,2	0,1	5,0	62,5	3,8	0,2	1,0	0,7	2,0	1,5	5,8	0,1	1,8	0,1
	P-RoC 2008	24,5	0,0	6,5	94,5	4,6	1,5	1,2	0,7	2,2	1,9	8,7	0,1	2,5	0,1
	Ulophos	15,7	0,0	3,2	46,0	3,4	0,1	0,9	0,8	2,4	1,5	6,4	0,1	1,7	0,0
	AshDec 2008	17,7	0,1	4,9	51,2	3,9	0,1	1,2	0,5	1,6	1,2	5,6	0,1	1,1	0,0
	TSP I	26,2	0,0	4,9	47,8	3,5	0,2	1,1	0,8	2,0	1,3	5,6	0,2	1,5	0,1
	RP I	18,4	0,0	4,4	62,6	3,4	0,1	1,0	0,5	1,6	1,3	6,1	0,1	1,2	0,0
	Kontrolle I	25,1	0,0	5,4	49,9	5,6	0,1	0,5	0,7	2,1	1,5	7,5	0,2	1,5	0,1
AM EF Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	0,8	0,2	2,2	1,8	1,8	0,2	0,1	0,4	0,2	0,5	0,4	0,1	0,7	0,1
	MAP Stuttgart	0,9	0,1	2,2	1,8	1,9	0,1	0,1	0,3	0,2	0,4	0,4	0,1	0,8	0,1
	Seaborne	0,9	0,0	2,3	2,0	2,3	0,1	0,0	0,1	0,1	0,4	0,4	0,0	0,7	0,0
	PASCH I	0,8	0,1	2,4	1,8	2,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	0,1	0,8	0,1
	P-RoC 2008	0,8	0,1	2,3	1,6	1,9	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	0,1	0,7	0,1
	Ulophos	1,0	0,0	2,2	2,3	2,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	0,1	0,8	0,1
	AshDec 2008	0,9	0,1	2,2	1,9	2,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,5	0,0	1,0	0,0
	TSP I	0,9	0,0	2,2	1,9	2,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	0,1	0,8	0,1
	RP I	0,9	0,1	2,5	1,9	2,2	0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,5	0,0	0,8	0,0
	Kontrolle I	0,8	0,2	2,8	1,6	1,9	0,2	0,1	0,3	0,2	0,5	0,5	0,1	0,7	0,1

Tabelle A 26: Transferfaktoren [dimensionslos] (Quotient Pflanzengehalt der Adultmaispflanzen (AM) Erstfrucht (EF)/Boden-Dünger Gehalt vor Versuchsbeginn) der 2. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt	Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	
AM EF Sand 2.VR	Kontrolle II	17,6	0,1	4,0	163,5	3,9	0,3	1,4	1,2	3,5	1,1	7,1	0,2	1,4	0,1
	RP II	14,9	0,1	3,7	75,8	3,2	0,1	1,5	0,9	2,8	1,1	6,4	0,1	1,4	0,1
	TSP II	15,3	0,1	3,7	70,8	3,4	0,1	1,7	1,0	3,0	0,8	6,6	0,2	1,3	0,1
	P-RoC 2009	16,7	0,1	3,7	82,5	3,2	0,1	1,3	1,0	3,2	1,0	6,3	0,2	1,7	0,1
	FIX-Phos	13,9	0,1	3,3	64,3	2,9	0,2	1,3	0,7	2,5	0,7	5,4	0,1	-	0,1
	SESAL-Phos	15,6	0,1	3,5	81,3	3,4	0,2	1,5	0,9	2,8	0,9	5,7	0,1	1,6	0,1
	Al-Pentfr.	11,5	0,1	2,7	57,7	2,6	0,1	2,9	1,0	2,9	0,5	6,6	0,2	1,4	0,1
	Al-P	15,6	0,1	3,5	74,1	3,4	0,2	3,3	1,2	3,5	0,8	8,0	0,2	1,6	0,1
	Ash Dec 2009	14,9	0,1	4,3	76,4	4,0	0,2	1,9	1,2	3,3	0,9	7,6	0,2	1,9	0,1
AM EF Lehm 2.VR	Kontrolle II	0,8	0,1	3,6	12,7	2,6	0,2	0,2	0,7	0,5	0,6	1,1	0,1	1,1	0,1
	RP II	0,7	0,1	3,7	14,5	2,2	0,1	0,1	0,4	0,4	0,7	1,1	0,1	1,2	0,1
	TSP II	0,6	0,1	2,6	10,6	1,8	0,1	0,1	0,4	0,4	0,4	0,7	0,1	1,0	0,0
	P-RoC 2009	0,6	0,0	2,7	10,0	1,7	0,1	0,1	0,3	0,3	0,4	0,6	0,0	0,7	0,0
	FIX-Phos	0,5	0,1	2,5	10,7	1,7	0,1	0,1	0,4	0,3	0,4	0,7	0,1	0,8	0,0
	SESAL-Phos	0,8	0,1	3,8	18,1	2,4	0,1	0,1	0,4	0,3	0,7	1,3	0,1	1,3	0,0
	Al-Pentfr.	1,2	0,1	4,7	25,0	3,4	0,1	0,4	0,7	0,5	0,8	1,9	0,1	2,8	0,1
	Al-P	1,0	0,1	4,3	21,1	3,0	0,1	0,3	0,7	0,5	0,7	1,8	0,1	2,1	0,1
	Ash Dec 2009	1,0	0,1	4,5	19,2	3,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,8	1,3	0,1	1,6	0,0

Tabelle A 27: Transferfaktoren [dimensionslos] (Quotient Pflanzengehalt der Adultmaispflanzen (AM) Erstfrucht (EF)/Boden-Dünger Gehalt vor Versuchsbeginn) der 3. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt	Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	
AM EF Sand 3.VR	PASCH II	13,0	0,0	4,0	133,8	4,5	0,1	2,5	0,7	2,1	0,9	10,3	0,2	2,6	0,1
	PASCH III	13,5	0,0	3,9	135,0	4,7	0,1	2,9	0,8	2,5	0,9	10,6	0,2	3,2	0,1
	BAM	20,6	0,1	4,5	110,9	4,2	0,1	2,3	0,6	1,9	1,3	9,0	0,2	2,1	0,1
	TSP III	19,5	0,1	4,0	109,3	4,3	0,1	2,9	0,7	2,0	0,8	9,2	0,2	1,8	0,1
	RP III	22,9	0,0	3,5	146,9	5,2	0,1	3,1	0,5	1,6	1,1	11,3	0,2	1,9	0,0
	Kontrolle III	26,3	0,0	4,1	313,3	6,2	0,1	3,4	0,6	1,9	1,2	13,2	0,2	2,3	0,1
AM EF Lehm 3.VR	PASCH II	0,6	0,0	2,8	17,6	2,4	0,0	0,2	0,2	0,2	0,5	1,1	0,0	3,2	0,0
	PASCH III	0,6	0,0	3,1	18,6	2,5	0,0	0,3	0,2	0,2	0,5	1,3	0,0	4,3	0,0
	BAM	0,7	0,1	3,0	14,9	2,3	0,0	0,2	0,2	0,2	0,5	1,1	0,1	2,0	0,0
	TSP III	0,6	0,1	2,8	14,4	2,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,4	1,0	0,0	2,5	0,0
	RP III	0,6	0,1	2,7	14,3	2,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,5	1,1	0,0	2,3	0,0
	Kontrolle III	0,6	0,0	3,0	15,2	2,3	0,0	0,2	0,2	0,1	0,5	1,3	0,0	2,4	0,0

Tabelle A 28: Transferfaktoren [dimensionslos] (Quotient Pflanzengehalt der Adultmaispflanzen (AM) Nachfrucht (NF)/Bodengehalt nach der 1. Vollernte) der 1. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
AM NF Sand 1.VR	MAP Gifhorn	26,2	0,1	5,0	-	4,0	0,1	0,3	0,6	2,2	1,0	3,1	0,1	-	0,0
	MAP Stuttgart	30,6	0,1	5,7	74,8	4,3	0,1	0,4	0,7	7,2	1,0	3,1	0,2	-	0,1
	Seaborne	22,0	0,1	5,6	103,9	4,7	0,1	0,4	0,7	2,0	1,2	3,9	0,1	0,6	0,0
	PASCH I	27,8	0,1	4,5	72,2	3,7	0,1	0,3	0,7	2,0	0,9	2,8	0,2	0,6	0,0
	P-RoC 2008	30,1	0,0	5,0	71,4	3,8	0,1	0,3	0,6	1,9	1,0	3,4	-	0,6	0,0
	Ulophos	25,6	0,0	4,9	101,7	4,4	0,1	0,3	0,5	1,7	1,2	4,0	-	0,7	0,0
	Ash Dec 2008	29,0	0,1	4,7	77,8	4,8	0,1	0,4	0,7	2,0	0,9	3,8	0,0	-	0,0
	TSP II	30,9	0,1	3,5	60,4	4,1	0,1	0,4	0,7	2,4	0,7	3,1	0,0	-	0,1
	RP I	22,2	0,0	3,3	67,8	3,9	0,0	0,3	0,6	2,2	0,8	2,6	0,0	0,7	0,0
	Kontrolle I	26,2	0,1	4,0	62,1	4,4	0,1	0,4	0,7	2,5	0,8	3,0	0,2	0,8	0,0
AM NF Lehm 1.VR	MAP Gifhorn	1,0	0,0	3,7	2,5	1,4	0,0	0,1	0,2	0,1	0,4	-	0,2	-	0,0
	MAP Stuttgart	1,3	0,1	4,5	3,2	1,9	0,0	0,0	0,3	0,5	0,8	-	0,2	-	0,1
	Seaborne	1,2	0,1	3,6	2,9	1,6	0,0	0,0	0,1	0,1	0,5	-	0,0	-	0,0
	PASCH I	1,1	0,0	3,5	3,1	1,5	0,0	0,1	0,2	0,2	0,5	-	-	-	0,0
	P-RoC 2008	1,2	0,0	4,2	4,3	1,7	0,0	0,1	0,2	0,2	0,5	-	0,2	-	0,0
	Ulophos	1,1	0,0	3,4	3,2	1,4	0,0	0,1	0,2	0,1	0,5	-	-	-	0,0
	Ash Dec 2008	1,2	0,0	4,0	3,9	1,9	0,0	0,1	0,2	0,1	0,6	-	0,1	-	0,0
	TSP I	1,2	0,1	4,3	3,7	1,6	0,0	0,1	0,2	0,2	0,6	-	-	-	0,0
	RP I	1,0	0,0	3,7	3,1	1,4	0,0	0,1	0,2	0,2	0,5	-	0,0	-	0,0
	Kontrolle I	1,2	0,0	4,0	3,0	1,6	0,0	0,1	0,2	0,1	0,6	-	-	-	0,0

Tabelle A 29: Transferfaktoren [dimensionslos] (Quotient Pflanzengehalt der Adultmaispflanzen (AM) Nachfrucht (NF)/Bodengehalt nach der 1. Vollernte) der 2. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	K	Ca	P	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
AM NF Sand 2.VR	Kontrolle II	33,7	0,1	11,2	10,2	13,8	0,1	0,4	1,0	2,7	1,1	5,8	-	0,9	0,0
	RP II	34,3	0,1	10,8	10,8	12,5	0,1	0,4	0,6	2,0	1,1	6,6	-	-	0,0
	TSP II	32,9	0,0	12,3	11,0	12,4	0,1	0,4	0,5	1,9	1,2	-	-	-	0,0
	P-RoC 2009	31,5	0,1	15,0	10,5	13,3	0,1	0,3	0,6	2,3	1,2	-	-	-	0,0
	FIX-Phos	37,5	0,0	17,7	16,4	15,9	0,1	0,5	0,6	2,0	1,5	-	-	-	0,0
	SESAL-Phos	28,5	0,1	10,8	10,5	12,2	0,1	0,4	0,6	2,1	1,0	-	-	-	0,0
	Al-Pentfr.	30,3	0,1	12,0	10,8	12,1	0,1	1,4	1,2	4,7	0,9	-	-	-	0,0
	Al-P	34,9	0,0	11,4	12,1	12,7	0,1	0,7	0,6	2,4	0,9	-	-	-	0,0
	Ash Dec 2009	28,4	0,0	12,5	10,6	13,0	0,1	0,4	0,7	2,7	1,0	-	-	-	0,0
AM NF Lehm 2. VR	Kontrolle II	0,6	0,0	1,0	7,6	8,3	0,0	0,0	0,2	0,2	0,5	0,8	0,0	0,5	0,0
	RP II	0,7	0,0	1,1	7,7	8,2	0,0	0,1	0,2	0,2	0,5	0,8	0,0	0,6	0,0
	TSP II	0,6	0,0	1,1	7,0	7,7	0,0	0,0	0,2	0,2	0,4	0,7	0,0	0,6	0,0
	P-RoC 2009	0,7	0,0	1,1	7,1	7,7	0,0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,7	0,0	0,5	0,0
	FIX-Phos	0,6	0,0	1,0	7,8	7,5	0,0	0,0	0,3	0,3	0,4	0,7	0,0	0,6	0,0
	SESAL-Phos	0,7	0,0	1,2	8,5	7,8	0,0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,9	0,0	0,7	0,0
	Al-Pentfr.	0,6	0,0	1,0	7,0	7,4	0,0	0,1	0,4	0,3	0,4	0,8	0,0	0,8	0,0
	Al-P	0,6	0,0	1,0	7,2	7,1	0,0	0,1	0,3	0,2	0,4	0,9	0,0	-	0,0
	Ash Dec 2009	0,6	0,0	1,0	7,7	7,5	0,0	0,0	0,3	0,2	0,5	0,8	0,0	-	0,0

Tabelle A 30: Transferfaktoren [dimensionslos] (Quotient Pflanzengehalt der Adultmaispflanzen (AM) Nachfrucht (NF)/Bodengehalt nach der 1. Vollernte) der 3. Versuchsreihe (VR)

Düngerprodukt		Mg	Al	P	K	Ca	Fe	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
AM NF Sand 3.VR	PASCH II	24,8	0,1	9,8	10,2	11,6	0,2	0,5	0,7	2,3	0,6	3,2	0,2	-	0,1
	PASCH III	22,2	0,1	13,0	10,7	10,3	0,2	0,5	0,7	2,2	0,6	3,3	0,1	-	0,0
	BAM	21,0	0,1	16,2	11,2	10,2	0,2	0,3	0,6	2,1	0,8	3,5	0,1	-	0,0
	TSP III	24,1	0,1	16,0	8,9	9,0	0,2	0,4	0,8	2,9	0,7	4,2	0,1	-	0,1
	RP III	16,8	0,1	13,0	5,0	7,1	0,2	0,3	0,5	1,7	0,5	1,9	-	0,3	0,0
	Kontrolle III	37,1	0,2	15,9	11,1	17,3	0,4	0,6	2,1	6,7	1,1	5,1	-	0,9	0,1
AM NF Lehm 3. VR	PASCH II	0,5	0,0	0,7	7,1	7,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,2	0,4	-	0,4	0,0
	PASCH III	0,6	0,1	0,7	7,7	7,2	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3	0,4	-	-	0,0
	BAM	0,6	0,1	0,7	6,1	6,7	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3	0,4	-	-	0,1
	TSP III	0,7	0,1	0,8	6,1	7,3	0,0	0,1	0,3	0,2	0,3	0,4	-	-	0,0
	RP III	0,7	0,1	0,7	6,8	7,3	0,0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	-	0,3	0,0
	Kontrolle III	0,5	0,1	0,6	6,0	6,7	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	-	0,3	0,0

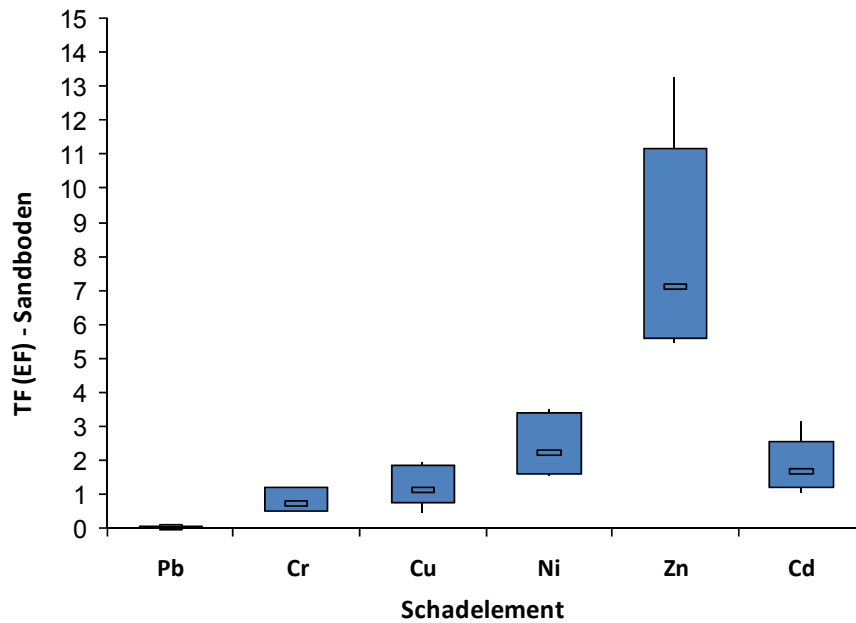


Abbildung A 5: Spannweite der einzelnen Transferfaktoren TF [dimensionslos] für die untersuchten Schwermetalle Blei, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink und Cadmium der Erstfrucht auf Sandboden

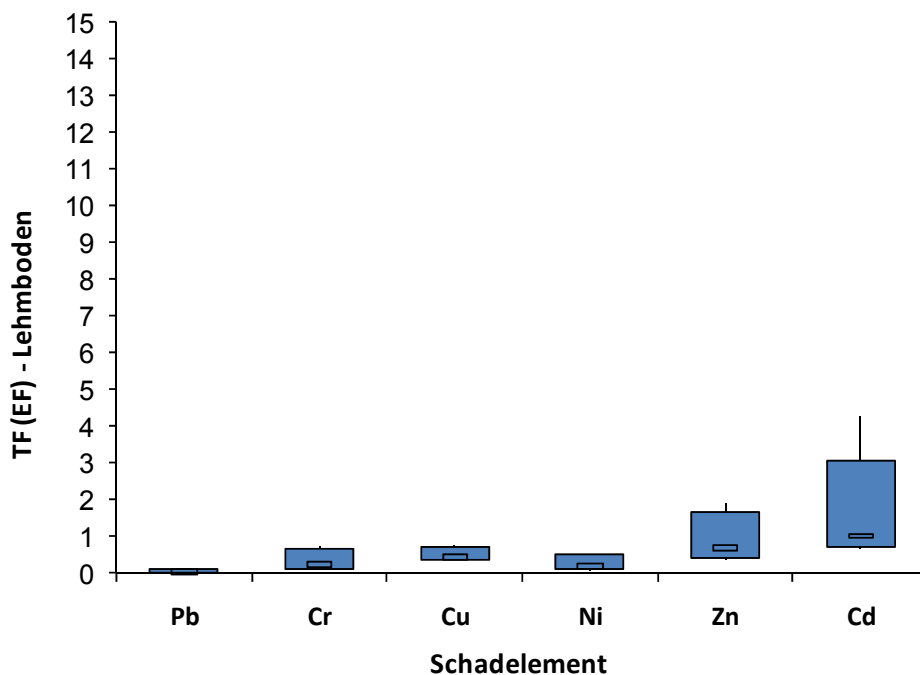


Abbildung A 6: Spannweite der einzelnen Transferfaktoren TF [dimensionslos] für die untersuchten Schwermetalle Blei, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink und Cadmium der Erstfrucht auf Lehm Boden

Produktanalysen

Tabelle A 31: PAK-Gehalte der untersuchten Produkte [mg/kg]

Verbindung	Einheit	P-RoC 2008	MAP Gifhorn	Seaborne	MAP Stuttgart	TSP	P-RoC 2009	Pasch II
Naphthalen	mg/kg	< 0,001	0,001	0,002	0,001	0,014	0,001	0,001
Acenaphthylen	mg/kg	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Acenaphthen	mg/kg	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,004	< 0,001	0,003
Fluoren	mg/kg	< 0,001	0,002	0,001	< 0,001	0,008	< 0,001	0,008
Phenanthren	mg/kg	0,001	0,062	0,007	0,008	0,150	0,004	0,018
Anthracen	mg/kg	< 0,001	0,005	< 0,001	< 0,001	0,010	< 0,001	< 0,001
Fluoranthren	mg/kg	0,002	0,065	0,018	0,012	0,021	0,004	0,003
Pyren	mg/kg	0,001	0,051	0,014	0,009	0,051	0,003	< 0,001
Benzo(a)anthracen	mg/kg	< 0,001	0,039	0,003	0,005	0,012	0,002	< 0,001
Chrysen	mg/kg	< 0,001	0,033	0,007	0,007	0,012	0,001	< 0,001
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg	< 0,001	0,045	0,007	0,008	0,030	0,002	< 0,001
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg	< 0,001	0,018	0,002	0,003	0,003	0,001	< 0,001
Benzo(a)pyren	mg/kg	< 0,001	0,013	0,003	0,03	0,008	0,001	< 0,001
Dibenzo(ah)anthracen	mg/kg	< 0,001	0,003	0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	< 0,001	0,023	0,004	0,004	0,010	0,001	< 0,001
Indeno(1,2,3cd)pyren	mg/kg	< 0,001	0,032	0,006	0,003	0,002	0,001	< 0,001
Summe 16 EPA PAK	mg/kg	0,004	0,392	0,076	0,063	0,336	0,021	0,033

Tabelle A 32: Phthalat-, Nonylphenol- und LAS-Gehalte der untersuchten Produkte [mg/kg]

Verbindung	Einheit	P-RoC 2008	MAP Gifhorn	Seaborne	MAP Stuttgart	TSP	P-RoC 2009	Pasch II
Dimethylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Diethylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	0,019	<0,01	0,920	<0,01	0,010
Diisopropylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Diallylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dibutylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	0,090	0,086	0,019	<0,01	0,190
Diisoamylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzylbutylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	0,020	0,097	<0,01	<0,01	<0,01
Dieethylhexylphthalat	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	0,960	<0,01	0,013	0,150
Nonylphenol	mg/kg	< 0,1	5,4	1,6	1,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
LAS	mg/kg	0,48	216	23	0,5	0,380	9,1	0,25

Tabelle A 33: Löslichkeit von P in unterschiedlichen Extraktionsmittel [g/kg TS]

Produkt	P _{Gesamt}	P _{Mineralsäure}	P _{Citronensäure}	P _{Ameisensäure}	P _{alkalisch-ammoncitrat}	P _{H2O}
PASCH I	108,9	102,6	92,8	107	53,7	0,02
P-RoC 2008	104,5	104,1	86,3	105	58,3	0,05
MAP Gifhorn	174,9	120,6	85,3	77,1	133,7	0,54
Seaborne	147,6	131,6	96,8	120	119,6	1,23
Ulophos	171,3	133,2	79,8	74,6	107,4	0,10
Ash Dec 2008	99,6	91,1	46,2	42,4	40,9	5,66
MAP Stuttgart	169,6	125,2	100	116	83,4	1,45
SESAL	152,0	141,1	118,3	140,0	40,2	3,32
FIX	83,0	86,5	83,9	82,8	33,5	1,90
P-RoC 2009	59,0	62,2	63,3	61,4	41,0	0,10
PASCH II	95,0	90,4	85,8	85,0	84,1	2,08
PASCH III	71,0	65,4	58,3	55,6	74,3	0,71
RP	181,6	138,6	33,6	109	0,7	0,13
TSP	183,8	188,5	189	195	189	144,00

Tabelle A 34: pH-Werte Sandboden, Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	2 Monate	Stdabw	CV [%]	6 Monate	Stdabw	CV [%]	18 Monate	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	4,74	0,02	0,44	4,40	0,02	0,41	4,80	0,02	0,38
Ash Dec 2008	4,92	0,01	0,12	4,40	0,02	0,49	4,80	0,02	0,46
Ulophos	4,94	0,01	0,12	4,56	0,03	0,65	4,96	0,03	0,56
MAP Stuttgart	4,97	0,01	0,19	4,44	0,01	0,32	4,83	0,03	0,54
MAP Gifhorn	4,93	0,04	0,73	4,49	0,01	0,21	4,86	0,02	0,35
Seaborne	4,76	0,06	1,20	4,49	0,01	0,29	4,85	0,04	0,81
PASCH I	4,93	0,01	0,17	4,51	0,02	0,43	4,92	0,02	0,50
P-RoC 2008	4,99	0,01	0,26	4,54	0,02	0,42	4,93	0,04	0,82
RP	4,96	0,02	0,37	4,46	0,01	0,32	4,78	0,04	0,89
TSP	4,95	0,01	0,30	4,47	0,03	0,62	4,80	0,06	1,23

Tabelle A 35: pH-Werte Lehmboden, Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	2 Monate	Stdabw	CV [%]	6 Monate	Stdabw	CV [%]	18 Monate	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	6,84	0,02	0,28	6,42	0,06	0,96	6,79	0,06	0,88
Ash Dec 2008	6,88	0,05	0,80	6,55	0,02	0,37	6,83	0,08	1,22
Ulophos	6,90	0,07	0,97	6,58	0,02	0,31	6,82	0,07	1,09
MAP Stuttgart	6,82	0,01	0,18	6,57	0,02	0,38	6,83	0,07	0,98
MAP Gifhorn	6,93	0,02	0,28	6,54	0,03	0,46	6,88	0,09	1,24
Seaborne	6,84	0,06	0,81	6,58	0,03	0,42	6,86	0,02	0,34
PASCH I	6,84	0,02	0,30	6,46	0,02	0,29	6,80	0,04	0,62
P-RoC 2008	6,77	0,05	0,71	6,51	0,03	0,44	6,87	0,02	0,35
RP	6,90	0,07	0,98	6,48	0,04	0,55	6,80	0,03	0,42
TSP	6,86	0,04	0,55	6,47	0,04	0,62	6,79	0,02	0,33

Tabelle A 36: pH-Werte Sandboden, Versuchsansatz 2009/2010

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	2 Monate	Stdabw	CV [%]	6 Monate	Stdabw	CV [%]	18 Monate	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	4,80	0,055	1,1	4,76	0,00		4,63	0,00	4,37
SESAL	4,87	0,028	0,6	4,84	0,00		4,84	0,00	7,06
FIX	4,79	0,036	0,8	4,89	0,00		4,82	0,00	2,92
P-Roc 2009	4,88	0,017	0,4	5,02	0,00		4,86	0,00	5,41
Ash Dec 2009	4,79	0,017	0,4	4,88	0,00		4,80	0,00	2,30
AI-P	4,84	0,045	0,9	4,84	0,00		4,65	0,00	5,43
AI-P entfrachtet	4,70	0,061	1,3	4,77	0,00		4,62	0,00	2,67
PASCH II	4,79	0,044	0,9	4,89	0,00		4,91	0,00	4,49
PASCH III	4,71	0,021	0,4	4,86	0,00		4,97	0,00	12,68
RP	4,75	0,017	0,4	4,80	0,00		4,81	0,00	13,35
TSP	4,69	0,025	0,5	4,72	0,00		4,63	0,00	6,93

Tabelle A 37: pH-Werte Lehmboden, Versuchsansatz 2009/2010

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	2 Monate	Stdabw	CV [%]	6 Monate	Stdabw	CV [%]	18 Monate	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	5,40	0,063	1,2	5,14	0,00	0,00	5,03	0,00	0,00
SESAL	5,23	0,014	0,3	5,05	0,00	0,00	5,27	0,00	0,00
FIX	5,25	0,034	0,6	5,11	0,00	0,00	5,21	0,00	0,00
P-Roc 2009	5,33	0,015	0,3	5,25	0,00	0,00	5,24	0,00	0,00
Ash Dec 2009	5,18	0,029	0,6	5,06	0,00	0,00	5,08	0,00	0,00
AI-P	4,94	0,017	0,3	4,82	0,00	0,00	4,98	0,00	0,00
AI-P entfrachtet	4,81	0,028	0,6	4,77	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00
PASCH II	5,15	0,045	0,9	5,05	0,00	0,00	5,26	0,00	0,00
PASCH III	5,28	0,078	1,5	5,00	0,00	0,00	5,18	0,00	0,00
RP	5,26	0,057	1,1	4,96	0,00	0,00	5,07	0,00	0,00
TSP	5,26	0,117	2,2	4,92	0,00	0,00	5,11	0,00	0,00

Tabelle A 38: P_{CAL} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	71,09	2,70	3,79	57,76	1,91	3,31	67,47	3,36	4,99
Ash Dec 2008	74,13	4,36	5,88	63,91	6,19	9,68	71,20	5,66	7,95
Ulophos	77,80	3,68	4,73	73,52	2,26	3,08	71,29	9,05	12,70
MAP Stuttgart	80,80	1,96	2,43	74,85	4,50	6,02	76,19	5,49	7,21
MAP Gifhorn	81,67	9,41	11,53	73,12	6,71	9,17	81,29	4,54	5,58
Seaborne	83,66	3,70	4,42	78,34	8,02	10,24	68,91	11,44	16,60
PASCH I	94,72	4,55	4,81	85,20	8,88	10,42	89,42	5,77	6,46
P-RoC 2008	109,10	8,07	7,39	93,22	4,09	4,39	92,44	6,64	7,19
RP	68,05	2,47	3,63	62,21	2,81	4,51	66,62	2,32	3,48
TSP	100,16	6,12	6,11	90,51	3,38	3,74	94,91	7,55	7,95

Tabelle A 39: P_{CAL} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	36,61	0,93	2,54	37,34	0,95	2,53	35,16	0,45	1,29
Ash Dec 2008	44,36	0,97	2,19	59,63	2,92	4,90	43,53	1,94	4,46
Ulophos	50,98	2,41	4,72	56,31	4,01	7,12	52,08	7,73	14,84
MAP Stuttgart	54,68	0,69	1,26	62,22	3,67	5,90	51,23	2,11	4,12
MAP Gifhorn	56,75	3,02	5,32	59,63	2,92	4,90	54,13	5,33	9,84
Seaborne	64,08	6,77	10,57	61,40	1,36	2,21	54,61	4,18	7,66
PASCH I	80,91	1,38	1,71	73,74	4,14	5,61	75,99	6,74	8,87
P-RoC 2008	87,84	1,52	1,73	81,17	2,34	2,89	86,94	2,65	3,04
RP	38,81	1,44	3,70	49,77	0,63	1,26	36,51	1,59	4,35
TSP	82,19	10,88	13,24	74,08	4,69	6,33	58,66	3,25	5,54

Tabelle A 40: P_{CAL} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	51,11	4,40	8,62	66,82	2,04	3,06	64,38	2,82	4,37
SESAL	45,43	3,80	8,37	75,30	4,14	5,50	60,71	4,29	7,06
FIX	56,90	3,70	6,50	83,18	4,24	5,09	67,92	1,98	2,92
P-Roc 2009	80,96	17,31	21,38	93,17	6,95	7,46	85,25	4,61	5,41
Ash Dec 2009	44,48	7,68	17,27	64,59	9,48	14,68	65,99	1,52	2,30
Al-P	45,21	4,94	10,92	53,52	3,86	7,22	59,33	3,22	5,43
Al-P entfrachtet	43,96	5,58	12,69	57,68	8,84	15,32	58,85	1,57	2,67
PASCH II	60,93	11,53	18,93	74,49	10,43	14,00	68,37	3,07	4,49
PASCH III	61,30	7,55	12,32	66,43	3,82	5,75	61,61	7,81	12,68
RP	52,54	3,52	6,70	57,73	2,92	5,05	54,32	7,25	13,35
TSP	96,82	3,78	3,90	100,73	7,08	7,03	91,92	6,37	6,93

Tabelle A 41: P_{CAL} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	35,0	3,6	10,3	34,9	2,1	6,1	37,41	0,67	1,80
SESAL	48,7	0,2	0,5	51,1	0,6	1,2	47,21	1,82	3,85
FIX	67,2	1,9	2,8	67,4	2,0	2,9	56,39	2,16	3,83
P-Roc 2009	77,0	4,1	5,3	72,3	3,7	5,1	63,49	2,41	3,80
Ash Dec 2009	50,9	3,3	6,5	54,1	1,5	2,9	50,84	0,66	1,29
AI-P	66,4	9,3	14,0	66,5	13,7	20,6	56,78	7,82	13,77
AI-P entfrachtet	97,1	13,5	13,9	71,6	11,6	16,2	67,78	9,15	13,50
PASCH II	64,6	2,8	4,3	66,5	3,2	4,9	59,48	1,57	2,64
PASCH III	66,7	3,3	5,0	66,8	3,4	5,1	57,98	1,98	3,41
RP	35,5	0,7	2,0	40,1	0,9	2,3	38,78	0,80	2,05
TSP	61,0	3,1	5,1	71,6	4,4	6,2	56,88	0,53	0,93

Tabelle A 42: P_{Citrat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	100,00	2,70	3,79	100,00	1,91	3,31	100,00	3,36	4,99
Ash Dec 2008	131,16	4,36	5,88	134,52	6,19	9,68	132,99	5,66	7,95
Ulophos	127,57	3,68	4,73	139,53	2,26	3,08	108,52	9,05	12,70
MAP Stuttgart	122,57	1,96	2,43	114,78	4,50	6,02	127,02	5,49	7,21
MAP Gifhorn	126,24	9,41	11,53	122,96	6,71	9,17	108,71	4,54	5,58
Seaborne	119,80	3,70	4,42	122,54	8,02	10,24	125,18	11,44	16,60
PASCH I	142,13	4,55	4,81	140,86	8,88	10,42	133,33	5,77	6,46
P-RoC 2008	164,61	8,07	7,39	136,05	4,09	4,39	121,55	6,64	7,19
RP	128,24	2,47	3,63	133,08	2,81	4,51	108,77	2,32	3,48
TSP	136,88	6,12	6,11	143,48	3,38	3,74	123,23	7,55	7,95

Tabelle A 43: P_{Citrat} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	90,25	1,32	1,47	101,29	3,22	3,2	107,8	1,6	1,5
Ash Dec 2008	119,88	4,35	3,63	140,03	9,97	7,1	141,8	2,9	2,1
Ulophos	130,38	23,74	18,21	137,08	11,35	8,3	146,1	13,3	9,1
MAP Stuttgart	116,25	4,52	3,89	132,99	5,89	4,4	132,6	3,1	2,3
MAP Gifhorn	112,50	2,12	1,89	127,74	4,04	3,2	130,6	2,5	1,9
Seaborne	122,00	3,54	2,90	134,47	6,12	4,6	138,8	2,3	1,7
PASCH I	131,75	1,66	1,26	147,35	2,99	2,0	152,8	2,8	1,9
P-RoC 2008	134,25	2,78	2,07	144,77	4,35	3,0	160,2	5,1	3,2
RP	117,63	6,24	5,30	138,56	4,37	3,2	139,5	3,2	2,3
TSP	137,50	18,29	13,30	142,67	6,56	4,6	145,5	3,7	2,5

Tabelle A 44: P_{Citrat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	165,5	6,0	3,6	169,2	6,5	3,8	154,92	10,59	6,84
SESAL	228,8	2,7	1,2	202,9	14,1	7,0	198,29	10,14	5,11
FIX	225,3	17,3	7,7	224,2	7,5	3,4	214,23	21,46	10,02
P-Roc 2009	224,2	14,4	6,4	217,1	13,3	6,1	211,30	13,66	6,47
Ash Dec 2009	239,5	3,5	1,4	231,1	16,2	7,0	217,89	11,18	5,13
AI-P	185,2	7,6	4,1	178,9	22,7	12,7	162,29	13,39	8,25
AI-P entfrachtet	185,8	4,2	2,2	180,2	19,0	10,6	163,62	4,23	2,58
PASCH II	214,8	11,5	5,3	240,7	14,6	6,1	191,53	14,42	7,53
PASCH III	218,7	7,0	3,2	209,8	37,6	17,9	204,17	11,89	5,83
RP	203,1	2,5	1,2	195,3	17,1	8,8	200,59	3,15	1,57
TSP	244,6	1,0	0,4	215,1	28,4	13,2	194,48	24,73	12,72

Tabelle A 45: P_{Citrat} im Lehmbodenboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Kontrolle	144,4	2,2	1,5	128,9	3,8	3,0	141,91	21,94	15,46
SESAL	198,9	17,2	8,6	200,8	4,6	2,3	192,53	14,03	7,29
FIX	195,3	9,0	4,6	187,5	5,5	2,9	185,26	4,77	2,58
P-Roc 2009	197,4	9,0	4,6	190,7	5,5	2,9	187,13	8,66	4,63
Ash Dec 2009	197,4	6,5	3,3	198,1	5,6	2,8	190,14	4,66	2,45
AI-P	178,3	8,4	4,7	183,1	15,6	8,5	167,50	15,91	9,50
AI-P entfrachtet	199,8	34,0	17,0	173,8	14,7	8,5	195,86	12,67	6,47
PASCH II	193,1	4,2	2,2	178,8	9,1	5,1	182,01	2,86	1,57
PASCH III	188,5	7,1	3,8	180,5	3,8	2,1	180,54	2,29	1,27
RP	165,1	4,2	2,5	157,6	4,1	2,6	162,91	4,26	2,62
TSP	180,4	3,5	1,9	179,0	5,0	2,8	174,02	12,11	6,96

Tabelle A 46: $Al/Fe/P_{\text{Oxalat}}$ im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009, 1. Probenahme

Probenbe- zeichnung	P_{ox}	Stdabw	CV	F_{eox}	Stdabw	CV	A_{lox}	Stdabw	CV	P- Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	298,02	13,83	4,64	577,19	45,04	7,80	1410,09	119,91	8,50	15,0
Ash Dec 2008	354,93	40,60	11,44	639,22	40,65	6,36	1602,47	110,85	6,92	15,8
Ulophos	321,66	36,70	11,41	615,70	19,60	3,18	1543,08	77,75	5,04	14,9
MAP Stuttgart	391,88	43,67	11,14	629,21	34,44	5,47	1600,77	102,71	6,42	17,6
MAP Gifhorn	374,26	24,94	6,66	651,08	19,61	3,01	1597,43	72,63	4,55	16,6
Seaborne	358,05	39,34	10,99	637,37	37,77	5,93	1630,55	81,96	5,03	15,8
PASCH I	415,32	26,93	6,48	634,02	18,20	2,87	1598,64	71,73	4,49	18,6
P-Roc 2008	403,46	23,47	5,82	646,83	24,49	3,79	1626,52	43,14	2,65	17,7
RP	334,78	70,03	20,92	608,15	33,00	5,43	1550,47	131,18	8,46	15,5
TSP	402,36	39,63	9,85	601,94	59,30	9,85	1560,30	135,83	8,71	18,6

Tabelle A 47: Al/Fe/P_{Oxalat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009, 2. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eo}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	342,6	40,4	11,8	623,5	19,4	3,1	1624,9	55,2	3,4	15,2
Ash Dec 2008	442,5	29,0	6,5	644,2	43,0	6,7	1695,2	109,1	6,4	18,9
Ulophos	415,5	12,3	3,0	624,7	17,7	2,8	1661,4	97,1	5,8	18,2
MAP Stuttgart	399,3	75,2	18,8	559,3	56,1	10,0	1492,6	121,3	8,1	19,5
MAP Gifhorn	425,7	28,4	6,7	617,9	65,4	10,6	1478,2	114,0	7,7	20,3
Seaborne	447,4	41,7	9,3	616,1	19,5	3,2	1638,7	39,0	2,4	19,8
PASCH I	472,8	28,6	6,0	656,4	48,0	7,3	1722,5	150,8	8,8	19,9
P-RoC 2008	443,5	35,0	7,9	575,2	41,9	7,3	1530,7	104,7	6,8	21,1
RP	353,0	27,4	7,8	577,1	13,4	2,3	1509,8	39,0	2,6	16,9
TSP	373,8	13,6	3,6	562,2	16,2	2,9	1474,7	45,3	3,1	18,3

Tabelle A 48: Al/Fe/P_{Oxalat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009, 3. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eo}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	322,8	7,6	2,4	592,4	16,2	2,7	1470,3	59,6	4,1	15,6
Ash Dec 2008	382,4	15,3	4,0	562,1	54,2	9,6	1541,8	62,2	4,0	18,2
Ulophos	366,0	37,2	10,2	478,5	61,3	12,8	1424,3	177,9	12,5	19,2
MAP Stuttgart	387,3	23,7	6,1	565,7	89,9	15,9	1529,3	82,0	5,4	18,5
MAP Gifhorn	357,0	23,3	6,5	554,6	85,3	15,4	1408,0	143,9	10,2	18,2
Seaborne	372,6	54,2	14,5	484,7	33,0	6,8	1439,4	243,6	16,9	19,4
PASCH I	409,4	69,3	16,9	627,3	98,0	15,6	1552,2	272,0	17,5	18,8
P-RoC 2008	414,8	46,6	11,2	626,0	50,6	8,1	1542,2	143,9	9,3	19,1
RP	358,2	38,5	10,7	496,2	53,3	10,7	1419,5	152,0	10,7	18,7
TSP	408,8	32,8	8,0	502,3	38,9	7,7	1478,0	88,8	6,0	20,6

Tabelle A 49: Al/Fe/P_{Oxalat} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009, 1. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	366,7	34,9	9,5	3635,7	136,8	3,8	1112,5	56,5	5,1	7,7
Ash Dec 2008	408,0	26,5	6,5	3554,1	56,0	1,6	1094,9	23,8	2,2	8,8
Ulophos	434,2	28,8	6,6	3554,7	16,0	0,4	1099,3	22,6	2,1	9,3
MAP Stuttgart	417,4	12,9	3,1	3588,5	39,8	1,1	1118,4	32,2	2,9	8,9
MAP Gifhorn	421,2	10,3	2,4	3594,1	73,7	2,1	1108,5	26,8	2,4	9,0
Seaborne	433,4	21,6	5,0	3607,7	34,0	0,9	1104,9	14,2	1,3	9,2
PASCH I	445,7	31,4	7,0	3647,3	91,9	2,5	1199,2	109,4	9,1	9,2
P-RoC 2008	414,0	24,9	6,0	3542,6	62,4	1,8	1097,0	42,7	3,9	8,9
RP	393,7	18,9	4,8	3595,6	53,3	1,5	1121,7	43,0	3,8	8,3
TSP	501,8	40,0	8,0	3567,1	91,9	2,6	1118,5	22,6	2,0	10,7

Tabelle A 50: Al/Fe/P_{Oxalat} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009, 2. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	300,4	16,8	5,6	3647,4	73,9	2,0	1080,3	31,8	2,9	6,4
Ash Dec 2008	429,7	38,6	9,0	3587,1	35,1	1,0	1063,8	13,5	1,3	9,2
Ulophos	426,1	35,0	8,2	3502,0	29,9	0,9	1058,7	14,7	1,4	9,3
MAP Stuttgart	392,6	31,1	7,9	3589,9	54,0	1,5	1076,7	32,6	3,0	8,4
MAP Gifhorn	415,9	66,7	16,0	3619,2	45,4	1,3	1080,9	22,2	2,1	8,8
Seaborne	387,9	10,5	2,7	3549,8	82,9	2,3	1060,8	4,8	0,5	8,4
PASCH I	409,8	6,7	1,6	3696,6	41,1	1,1	1186,3	73,0	6,2	8,4
P-RoC 2008	392,2	39,2	10,0	3627,1	43,0	1,2	1093,0	40,7	3,7	8,3
RP	442,0	23,9	5,4	3627,2	29,4	0,8	1077,8	37,5	3,5	9,4
TSP	458,5	24,3	5,3	3622,5	70,5	1,9	1080,5	15,7	1,5	9,7

Tabelle A 51: Al/Fe/P_{Oxalat} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2008/2009, 3. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	348,8	2,3	0,6	3480,3	42,2	1,2	898,2	23,3	2,6	8,0
Ash Dec 2008	376,1	8,9	2,4	3422,5	57,7	1,7	885,5	6,9	0,8	8,7
Ulophos	393,0	8,7	2,2	3495,0	66,2	1,9	895,2	10,4	1,2	9,0
MAP Stuttgart	392,4	4,6	1,2	3468,0	62,8	1,8	897,9	34,9	3,9	9,0
MAP Gifhorn	391,7	9,6	2,5	3519,5	28,2	0,8	917,4	15,0	1,6	8,8
Seaborne	403,2	8,4	2,1	3513,3	26,3	0,7	893,9	7,6	0,9	9,1
PASCH I	411,7	6,2	1,5	3508,2	51,5	1,5	975,9	72,5	7,4	9,2
P-RoC 2008	392,2	6,4	1,6	3540,0	46,0	1,3	919,6	28,5	3,1	8,8
RP	371,3	6,9	1,9	3512,6	109,3	3,1	918,3	46,4	5,1	8,4
TSP	404,6	2,2	0,5	3405,1	48,4	1,4	881,8	13,9	1,6	9,4

Tabelle A 52: Al/Fe/P_{Oxalat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010, 1. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{ox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	309,33	19,87	6,42	555,03	23,82	4,29	1394,6	91,32	6,55	15,9
SESAL	346,61	35,06	10,11	589,90	42,29	7,17	1467,9	143,65	9,79	16,8
FIX	385,52	24,84	6,44	601,56	33,24	5,53	1510,4	77,51	5,13	18,3
P-RoC 2009	376,37	37,19	9,88	604,63	56,14	9,29	1502,6	169,55	11,28	17,9
Ash Dec 2009	382,93	61,89	16,16	608,21	85,73	14,10	1527,5	253,12	16,57	17,9
Al-P	341,05	21,13	6,20	583,08	22,76	3,90	1456,6	84,95	5,83	16,7
AL-Pentfrachtet	340,60	12,34	3,62	575,53	24,64	4,28	1432,9	76,78	5,36	17,0
PASCH II	374,89	16,94	4,52	563,54	11,15	1,98	1396,4	62,77	4,49	19,1
PASCH III	382,08	23,04	6,03	582,06	27,40	4,71	1465,8	77,67	5,30	18,7
RP	299,59	27,63	9,22	522,07	40,69	7,79	1260,2	130,88	10,38	16,8
TSP	391,17	29,70	7,59	593,97	33,94	5,71	1486,1	99,41	6,69	18,8

Tabelle A 53: Al/Fe/P_{Oxalat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010, 2. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{ox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	350,5	14,0	4,0	605,1	25,4	4,2	1557,4	72,6	4,7	16,2
SESAL	360,4	14,9	4,1	571,7	20,7	3,6	1468,8	57,0	3,9	17,7
FIX	388,0	38,6	10,0	573,8	43,1	7,5	1434,2	138,1	9,6	19,3
P-RoC 2009	381,3	25,0	6,6	570,1	39,6	7,0	1420,0	110,7	7,8	19,2
Ash Dec 2009	366,9	23,0	6,3	564,3	23,7	4,2	1430,0	88,7	6,2	18,4
Al-P	352,0	43,2	12,3	577,4	45,9	8,0	1447,6	150,2	10,4	17,4
AL-Pentfrachtet	328,3	37,2	11,3	537,9	53,8	10,0	1353,4	153,5	11,3	17,4
PASCH II	382,2	38,4	10,1	538,9	57,2	10,6	1388,5	131,5	9,5	19,8
PASCH III	428,7	18,4	4,3	613,5	22,5	3,7	1561,5	61,4	3,9	19,7
RP	330,2	19,1	5,8	542,6	26,9	5,0	1356,9	82,5	6,1	17,4
TSP	420,9	39,8	9,4	598,3	52,3	8,7	1498,6	155,0	10,3	20,1

Tabelle A 54: Al/Fe/P_{Oxalat} im Sandboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010, 3. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	336,58	21,50	6,39	577,55	43,77	7,58	1409,91	121,41	8,61	16,9
SESAL	336,08	10,48	3,12	581,02	20,08	3,46	1413,88	47,89	3,39	16,8
FIX	367,39	26,05	7,09	567,27	16,10	2,84	1368,60	53,15	3,88	19,0
P-RoC 2009	336,66	14,76	4,38	542,18	28,25	5,21	1278,84	92,96	7,27	18,5
Ash Dec 2009	319,27	16,84	5,27	525,81	21,87	4,16	1248,20	58,79	4,71	18,0
Al-P	324,34	34,90	10,76	563,62	47,34	8,40	1350,58	104,92	7,77	16,9
AL-Pentfrachtet	327,73	22,13	6,75	508,59	24,82	4,88	1234,76	73,51	5,95	18,8
PASCH II	451,30	14,48	3,21	643,31	35,55	5,53	1598,68	62,59	3,91	20,1
PASCH III	425,66	55,72	13,09	594,89	65,77	11,06	1483,91	199,64	13,45	20,5
RP	345,93	25,35	7,33	562,07	9,78	1,74	1345,43	46,31	3,44	18,1
TSP	419,09	47,32	11,29	598,45	60,66	10,14	1450,15	166,62	11,49	20,5

Tabelle A 55: Al/Fe/P_{Oxalat} im Lehmboden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010, 1. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eox}	Stdabw	CV	A _{lox}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	348,8	10,8	3,1	2726,1	96,8	3,6	949,6	32,1	3,4	9,5
SESAL	394,4	21,6	5,5	2815,3	85,5	3,0	1004,9	24,7	2,5	10,3
FIX	427,9	11,6	2,7	2784,0	32,4	1,2	1007,1	10,8	1,1	11,3
P-RoC 2009	410,0	4,2	1,0	2784,0	29,1	1,0	1007,9	15,6	1,6	10,8
Ash Dec 2009	413,4	6,0	1,5	2772,2	46,9	1,7	1008,4	37,7	3,7	10,9
Al-P	419,6	26,8	6,4	2763,0	41,4	1,5	1045,5	31,0	3,0	11,0
AL-Pentfrachtet	452,8	19,3	4,3	2784,8	59,4	2,1	1073,8	36,4	3,4	11,7
PASCH II	433,1	7,5	1,7	2758,1	23,7	0,9	1025,8	15,9	1,5	11,4
PASCH III	421,3	35,8	8,5	2739,4	62,1	2,3	987,4	32,3	3,3	11,3
RP	350,0	25,2	7,2	2648,2	52,5	2,0	929,1	19,5	2,1	9,8
TSP	402,6	30,2	7,5	2739,1	57,1	2,1	962,5	18,0	1,9	10,9

Tabelle A 56: Al/Fe/P_{Oxalat} im Lehm Boden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010, 2. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eo}	Stdabw	CV	A _{lo}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	196,9	2,0	1,0	2484,3	302,3	12,2	785,8	147,6	18,8	6,0
SESAL	406,2	7,1	1,8	2919,8	57,8	2,0	1028,1	16,2	1,6	10,3
FIX	427,4	8,0	1,9	2920,0	47,9	1,6	1017,0	22,5	2,2	10,9
P-RoC 2009	428,6	3,0	0,7	3004,2	23,3	0,8	1036,1	6,0	0,6	10,6
Ash Dec 2009	421,2	11,9	2,8	2990,6	122,5	4,1	1055,3	44,5	4,2	10,4
Al-P	449,9	33,0	7,3	3144,0	445,0	14,2	1149,6	81,2	7,1	10,5
AL-Pentfrachtet	437,3	27,6	6,3	2865,3	210,2	7,3	1061,1	117,2	11,0	11,1
PASCH II	313,6	5,6	1,8	2615,1	38,5	1,5	878,5	16,5	1,9	9,0
PASCH III	289,0	10,6	3,7	2560,9	49,4	1,9	828,9	17,7	2,1	8,5
RP	227,5	7,1	3,1	2406,5	41,3	1,7	746,3	17,1	2,3	7,2
TSP	251,3	3,7	1,5	2345,0	30,7	1,3	726,4	1,4	0,2	8,2

Tabelle A 57: Al/Fe/P_{Oxalat} im Lehm Boden in [mg/kg TS], Versuchsansatz 2009/2010, 3. Probenahme

Probenbezeichnung	P _{ox}	Stdabw	CV	F _{eo}	Stdabw	CV	A _{lo}	Stdabw	CV	P-Sättigung
	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[%]
0-Kontrolle	364,55	15,65	4,29	2474,26	78,81	3,19	917,90	18,68	2,04	10,7
SESAL	385,93	9,88	2,56	2742,70	62,88	2,29	971,16	20,17	2,08	10,4
FIX	404,78	11,78	2,91	2703,11	30,53	1,13	959,15	9,20	0,96	11,1
P-RoC 2009	372,35	15,58	4,19	2592,84	139,55	5,38	913,32	51,80	5,67	10,6
Ash Dec 2009	382,78	4,90	1,28	2680,76	29,89	1,11	944,16	12,40	1,31	10,6
Al-P	412,49	62,75	15,21	2683,32	54,91	2,05	1005,28	57,10	5,68	11,2
AL-Pentfrachtet	480,08	43,98	9,16	2795,08	31,79	1,14	1119,79	37,12	3,32	12,3
PASCH II	479,22	11,05	2,31	2681,72	151,23	5,64	1056,08	28,49	2,70	12,8
PASCH III	453,60	16,44	3,62	2568,83	64,78	2,52	992,85	7,67	0,77	12,7
RP	379,25	22,65	5,97	2496,04	70,78	2,84	936,27	18,02	1,92	11,0
TSP	430,74	4,55	1,06	2388,24	72,68	3,04	921,93	27,34	2,97	13,0

Tabelle A 58: P₁₀ im Sandboden in [mg/L], Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	Stdabw	CV [%]
0-Parzelle	0,11	0,01	5,93	0,12	0,01	5,34
P-18	0,13	0,01	4,36	0,12	0,00	3,34
Ulo-Phos	0,16	0,00	1,62	0,12	0,00	4,08
MAP, Stuttgart	0,18	0,01	7,53	0,15	0,01	7,56
MAP, Gifhorn	0,14	0,01	7,09	0,15	0,01	8,69
MAP, Seaborne	0,18	0,01	6,88	0,17	0,00	2,41
Pasch	0,17	0,01	7,58	0,19	0,01	3,22
Prophos	0,22	0,02	10,78	0,22	0,01	3,15
Rohphosphat	0,14	0,01	6,84	0,12	0,01	4,86
TSP	0,26	0,02	8,19	0,20	0,02	11,35

Tabelle A 59: P₁₀ im Lehmboden in [mg/L], Versuchsansatz 2008/2009

Variante	1. Probenahme 2 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	StdAbw	CV [%]
0-Parzelle	0,11	0,00	1,96	0,11	0,01	4,53
P-18	0,13	0,01	4,29	0,11	0,01	4,93
Ulo-Phos	0,15	0,01	9,48	0,15	0,02	10,21
MAP Stuttgart	0,17	0,03	14,90	0,16	0,01	4,18
MAP-Gifhorn	0,14	0,01	3,64	0,14	0,00	0,91
MAP-Seaborne	0,20	0,02	9,30	0,19	0,01	3,47
Pasch	0,13	0,01	4,21	0,12	0,00	2,06
Prophos	0,13	0,00	3,49	0,11	0,01	7,42
Rohphosphat	0,10	0,01	6,49	0,10	0,00	3,18
TSP	0,26	0,06	24,06	0,21	0,02	10,35

Tabelle A 60: P₁₀ im Sandboden in [mg/L], Versuchsansatz 2009/2010

Variante	2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	StdAbw	CV [%]
0-Kontrolle	0,10	0,01	6,75	0,11	0,01	8,37
CaP	0,16	0,00	2,20	0,17	0,01	3,26
CSH-Produkt	0,23	0,01	4,46	0,21	0,02	11,18
Prophos 2	0,25	0,02	8,63	0,22	0,01	6,26
KLS 2	0,21	0,01	5,21	0,20	0,00	1,56
ALU-KS-DA	0,12	0,01	9,69	0,14	0,01	7,62
Alu-KS-DA entfr.	0,14	0,00	2,54	0,14	0,01	5,13
Pasch 2	0,20	0,00	2,28	0,18	0,01	6,92
Pasch 3	0,16	0,01	4,54	0,18	0,01	6,00
Rohphosphat	0,14	0,01	4,47	0,14	0,00	3,27
TSP	0,27	0,01	4,53	0,26	0,02	7,97

Tabelle A 61: P₁₀ im Lehmboden in [mg/L], Versuchsansatz 2009/2010

Variante	2. Probenahme 6 Monate nach Inkubationsbeginn			3. Probenahme 18 Monate nach Inkubationsbeginn		
	MW	Stdabw	CV [%]	MW	StdAbw	CV [%]
0-Kontrolle	0,114	0,002	1,9	0,24	0,01	4,98
CaP	0,192	0,007	3,6	0,27	0,03	12,78
CSH-Produkt	0,292	0,016	5,4	0,31	0,01	4,52
Prophos 2	0,316	0,011	3,4	0,41	0,01	2,27
KLS 2	0,224	0,009	4,0	0,34	0,01	2,40
ALU-KS-DA	0,295	0,041	13,8	0,32	0,03	8,34
Alu-KS-DA entfr.	0,247	0,033	13,1	0,37	0,03	8,10
Pasch 2	0,255	0,013	5,2	0,42	0,02	5,25
Pasch 3	0,266	0,017	6,2	0,37	0,03	8,05
Rohphosphat	0,125	0,006	5,1	0,25	0,01	5,81
TSP	0,381	0,008	2,1	0,44	0,02	3,77

Tabelle A 62: Perkolatkonzentrationen bei pH 1

Zeit	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP
	As	As	As	Cd	Cd	Cd	Cr	Cr	Cr	Cu	Cu	Cu
h	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
8	6,845	1,765	10,24	3,158	13,2	9,29	2,238	2,503	1,221	56,75	36,36	50,37
24	9,832	8,737	17,79	31,19	74,28	77,85	15,32	21,42	108,7	35,92	37,19	59,44
51	43,3	42,4	50,84	144,3	112,8	159,5	807,9	730,2	1089	694,7	536,7	1163
75	85,42	71,28	85,89	48,66	40,21	43,35	1702	1544	1770	5460	5279	4450
99,5	24,97	22,88	23,37	24,36	23,55	23,65	1448	1386	1517	1385	1000	719,2
122,5	30,27	3,657	51,79	1	3,157	1,905	6,873	2,41	4,639	145,6	57,99	77,73

Zeit	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP
	Ni	Ni	Ni	Pb	Pb	Pb	Zn	Zn	Zn
h	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
8	11,39	22,47	21,95	3,94	8,307	7,199	79,77	952,4	152,6
24	251,4	366,5	425,7	16,21	19,74	16,66	6835	7962	9012
51	357,9	272,9	318,6	36,2	34,34	39,52	5139	3565	3684
75	150,3	127,6	125,6	11730	10480	13540	2592	2037	1975
99,5	49,69	40,01	38,96	6464	6254	5356	2008	1259	1162
122,5	23,71	10,46	18,15	3,757	2,45	2,175	48,38	470,4	41,34

Tabelle A 63: Perkolatkonzentrationen bei pH 5

Zeit	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL
	As	As	As	As	Cd	Cd	Cd	Cd	Cr	Cr	Cr	Cr
h	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
8	15,31	8,044	40,73	4,554	0,665	2,93	0,901	0,116	5,319	3,253	4,046	5,642
24	24,08	7,245	32,94	8,938	1,118	0,583	0,281	0,42	8,181	3,576	4,621	6,422
51	21,49	8,64	25,68	8,041	1,231	0,308	0,001	0,175	9,719	3,563	4,445	5,085
75	20,2	8,341	17,41	7,743	2,579	0,28	0,152	0,272	8,944	2,931	3,546	5,645
99,5	17,6	6,547	18,21	8,84	2,145	0,273	0,015	0,054	6,369	2,383	3,16	4,102
123	20	9,637	16,42	11,53	2,238	0,236	0,001	0,001	6,088	2,386	2,971	4,018

Zeit	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL
	Cu	Cu	Cu	Cu	Ni	Ni	Ni	Ni
h	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
8	118,4	50,92	69,22	61,63	16,72	10,34	16,52	8,692
24	86,16	19,35	16,29	43,38	26,23	10,05	14,47	11,42
51	83,71	16,58	13,32	57,54	30,77	11,39	14,79	12,73
75	77,22	11,98	12,35	66,57	26,43	9,537	12,1	13,11
99,5	34,8	11,25	11,38	38,61	17,5	8,275	11,45	9,626
123	28,72	11,08	14,12	19,25	14,32	7,686	10,12	8,972

Zeit	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL	Seaborne	Ash Dec 2008	TSP	SESAL
	Pb	Pb	Pb	Pb	Zn	Zn	Zn	Zn
h	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
8	3,568	3,108	2,175	5,521	7,725	136,1	18,1	11,63
24	5,15	2,827	1,057	4,871	29,06	70,01	70,85	20,4
51	9,24	2,176	0,872	3,569	50,18	43,26	57,39	32,43
75	13,15	2,175	2,174	4,592	49,56	34,77	38,91	30,39
99,5	9,148	3,011	3,105	2,4555	27,13	19,55	26,75	19,76
123	13,8	2,733	2,921	3,106	25,99	23,64	21,61	29,73

Tabelle A 64: P an Fe-/Al-Oxiden (NaOH+cB) und Ca-gebundenes P (HCl) in [mg/kg]

	Sandboden				Lehmboden			
	2 Monate		18 Monate		2 Monate		18 Monate	
Variante	NaOH+CB	HCl	NaOH+CB	HCl	NaOH+CB	HCl	NaOH+CB	HCl
Kontrolle	245	1	240,7	1	113	259	107	257
Ash Dec 2008	200	1	214,3	108	113	332	115,4	318
FIX	213,2	1	268,2	1	265	157	261,8	170
MAP Gifhorn	204,4	271,8	169,7	265	188,1	226	181,7	240
Pasch 2008	246,5	3	254	7	105	313	124,3	271
Prophos I	228	1	278,1	1	246,5	64,4	238,9	52
SESAL	232,5	39,9	227,6	15,9	247,5	245	245,2	191
TSP	188,2	3	208,7	2	131,4	262	101,6	266

Kostenabschätzung: Anlagenkomponenten

Die Anlagenkomponenten des PHOXNAN-Verfahrens können nicht dargestellt werden.

Tabelle A 65: Anlagenkomponenten (P-RoC)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
Stahlhalle	Fundament + Innenausbau der Halle	455	m ³
Prozesswasservorlage	Betonbecken, 100m ³	60	m ³
CSH Silo	Chemikalienlager CSH, 25m ³ (reicht 2,5 Monate)	1	Stück
Maschinentchnik			
Kristallisationsreaktor	Dosiereinrichtung inkl. Fördereinrichtung	1	Stück
	Reaktor (HDPE), 15m ³	3	Stück
	Umwälzung	3	Stück
Feststoffabtrennung	Bogensieb 30m ³ /h	1	Stück
	Speicher beladenes CSH, 4m ³ zweiwöchentlicher Entleerungsrhythmus)	1	Stück
Pumpen		5	Stück
Rohrleitungen	Pro Aggregat 50m	250	m

Tabelle A 66: Anlagenkomponenten (FIX-Phos, V1)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
	CSH Silo, 50m ³ , monatlich	1	Stück
Maschinentchnik			
Reaktor	Dosiereinrichtung inkl. Fördereinrichtung	1	Stück
Feststoffabtrennung	Bogensieb, 7m ³ /h	1	Stück
	Speicher, beladenes CSH, 12m ³ , eine Woche	1	Stück
Pumpen		1	Stück
Rohrleitungen	Pro Aggregat 50m	50	m

Tabelle A 67: Anlagenkomponenten (FIX-Phos, V2)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
	CSH Silo, 50m ³ , monatlich	1	Stück
	Reaktor (Faulbehälter, 10d), 1500m ³	1.500	m ³
Maschinentechnik			
Reaktor	Dosiereinrichtung inkl. Fördereinrichtung	1	Stück
Feststoffabtrennung	Bogensieb, 7m ³ /h	1	Stück
	Speicher, beladenes CSH, 10m ³ , eine Woche	1	Stück
Pumpen		2	Stück
Rohrleitungen	Pauschal 50m je Reaktor	100	m

Tabelle A 68: Anlagenkomponenten (SESAL-Phos)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
Aschebunker		2	Stück
Stahlhalle	Fundament + Innenausbau der Halle; 3600m ²	1	Stück
Maschinentchnik			
Fördereinrichtung	Aschetransport, Dosierung	4	Stück
Reaktionsbehälter	Eluation, 25m ³	18	Stück
	Nachlaugung	4	Stück
	Auflösung des P	18	Stück
	P-Fällung, 40m ³	2	Stück
	Neutralisation	4	Stück
Feststoffabtrennung	Zentrifugen für das Produkt	2	Stück
	Lamellenseparator	6	Stück
Förder- Containeranlage	für den Reststoff, Asche	1	Stück
	für das Produkt	1	Stück
Chemikalien	Verdünnung, Speicherung, 15m ³	4	Stück
	Salzsäure Lagertanks; 150m ³ , wöchentlich	2	Stück
	Natronlauge Lagertanks, 150m ³ , wöchentlich	4	Stück
	Calciumchlorid Lagertanks, 150m ³ , wöchentlich	4	Stück
Pufferbecken	Pufferbecken, 80m ³	1	Stück
Sammelbehälter	Natronhaltige Lauge, 1000m ³ , täglich	2,5	Stück
Pumpen		85	Stück
Absperrarmaturen		200	Stück
Abluftreinigung		2	Stück
Rohrleitungen	Pauschal 50m je Reaktor	75	m
E-MSR-Technik	SPS, Verkabelung, Messtechnik	1	Stück
Schaltwarte		1	Stück

Tabelle A 69: Anlagenkomponenten (PASCH)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
Aschebunker		2	Stück
Stahlhalle	Fundament + Innenausbau der Halle; 1200m ²	1	
Maschinentechnik			
Fördereinrichtung	Asche Transport	2	Stück
SBR	Laugung und Waschung; 15m ³	6	Stück
	Produktaufbereitung	2	Stück
Feststoffabtrennung	Zentrifugen für die Aschenreste	2	Stück
	Zentrifugen für das Produkt	1	Stück
Förder- Containeranlage	für den Reststoff	1	Stück
	für das Produkt	1	Stück
Kalksilo	100m ³	1	Stück
Chemikalien	Verdünnung, Speicherung	8	Stück
	Lagertanks; 150m ³	2	Stück
	Ammonium; 25m ³	1	Stück
	Ammoniumhydrogencarbonat; 25m ³	1	Stück
Lamellenseparator	20m ³	2	Stück
Filteranlage		2	Stück
Mixer/Settler	9m ³	6	Stück
Extraktionsmittel	Aufbereitung 10m ³	2	Stück
Strippanlage	zum Ammoniumrecycling	1	Stück
Abwasserneutralisation	Becken; 300m ³	1	Stück
Fällung	MAP Fällung; 75m ³	1	Stück
Pumpen		50	Stück
Absperrarmaturen		160	Stück
Abluftreinigung		1	Stück
Rohrleitungen	Pauschal 50m je Reaktor	40	m
E-MSR-Technik	SPS, Verkabelung, Messtechnik	1	Stück
Schaltwarte		1	Stück

Tabelle A 70: Anlagenkomponenten (Aufschluss von Klärschlammasche)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
Aschebunker	2 Tage Puffer	2	Stück
Halle	100m ²	600	Stück
Maschinentchnik			
Fördereinrichtung	Aschetransport, Dosierung	1	Stück
Doppelwellchenmischer		1	Stück
Säurelagertank	4 Tage Puffer	2	Stück
Säuredosierung	Verdünnung, Speicherung	1	Stück
Containeranlage		1	Stück
Pumpen		2	Stück
Rohrleitungen	Pauschal 50m je Reaktor	100	m

Tabelle A 71: Anlagenkomponenten (direkter Aufschluss mit Schwermetallentfrachtung)

Bezeichnung	Spezifikation	Anzahl	Einheit
Bautechnik			
Aschebunker	2 Tage Puffer	2	Stück
Halle	300m ²	2.100	m ³
Summe Bautechnik			
Maschinentchnik			
Fördereinrichtung	Aschetransport, Dosierung	2	Stück
Reaktionsreaktor		14	Stück
Entwässerung	Zentrifugen	2	Stück
Doppelwellchenmischer		1	Stück
Säurelagertank	4 Tage Puffer	2	Stück
Säuredosierung	Verdünnung, Speicherung	1	Stück
Containeranlage		1	Stück
Pumpen		20	Stück
Rohrleitungen	Pauschal 50m je Reaktor	850	m

Verfahren zur Phosphorrückgewinnung

Rückgewinnungsansätze aus der flüssigen Phase (Abwasser, Prozesswasser)

Verfahrensprinzip

Zur Entfernung von Phosphat aus dem Abwasser wird in den meisten Fällen eine Fällung (Abbildung A 7) durchgeführt. Konventionell wird dem Abwasser dazu Eisen- oder Aluminiumsalz zugegeben. Dies geschieht in der Regel im Belebungsbecken, so dass das Fällprodukt mit dem Klärschlamm vermischt ist.

Um ein pflanzenverfügbares Fällprodukt (Calciumphosphat (CaP) oder Magnesiumammoniumphosphat (MAP)) zu erzeugen, ist es für die Phosphatrückgewinnung sinnvoll, anstelle von Metallsalzen Calcium- oder Magnesiumsalze zu dosieren. Für eine Fällung von Magnesiumammoniumphosphat sollten jedoch hohe Phosphatausgangskonzentrationen (z. B. im Prozesswasser) vorhanden sein. Eine Fällung im Ablauf ist hierfür also nicht geeignet. Ebenfalls muss bei der Dosierung von Fällmitteln auf die Abtrennbarkeit geachtet werden. Möglichst sollte aus der Klarwasserphase gefällt werden, um Probleme bei der Trennung von Schlamm und Fällprodukt zu vermeiden.

Während es bei der Dosierung von Eisen- oder Aluminiumsalzen zu einer spontanen Fällung von Eisen- bzw. Aluminiumphosphat kommt, muss der pH-Wert bei der Fällung von Calciumphosphat oder MAP auf mindestens pH 8 erhöht werden. Bei Dosierung von Kalkmilch zur Fällung von Calciumphosphat und bei der Zugabe von Magnesiumhydroxid erhöht sich der pH-Wert leicht. Reicht dies nicht aus oder werden andere Fällmittel (z. B. MgCl) eingesetzt, so wird der pH-Wert in der Regel durch Dosierung von Natronlauge angehoben.

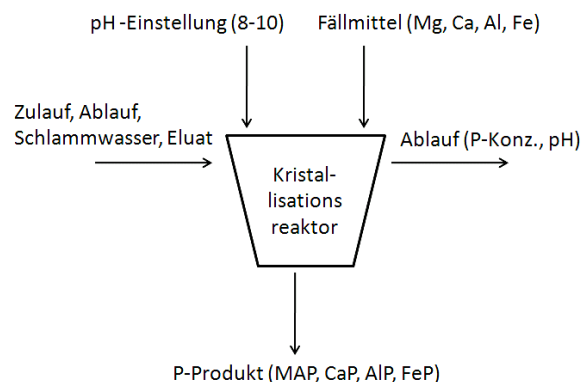


Abbildung A 7: Fällung von Phosphat aus dem Abwasser (flüssige Phase)

Für eine direkte P-Rückgewinnung aus dem Abwasserhauptstrom ist die Phosphatkonzentration mit ca. 10 mg/l relativ gering. Für eine Phosphatrückgewinnung im Hauptstrom

werden daher häufig Trägermaterialien eingesetzt, an denen Calciumphosphat angelagert wird (Abbildung A 8).

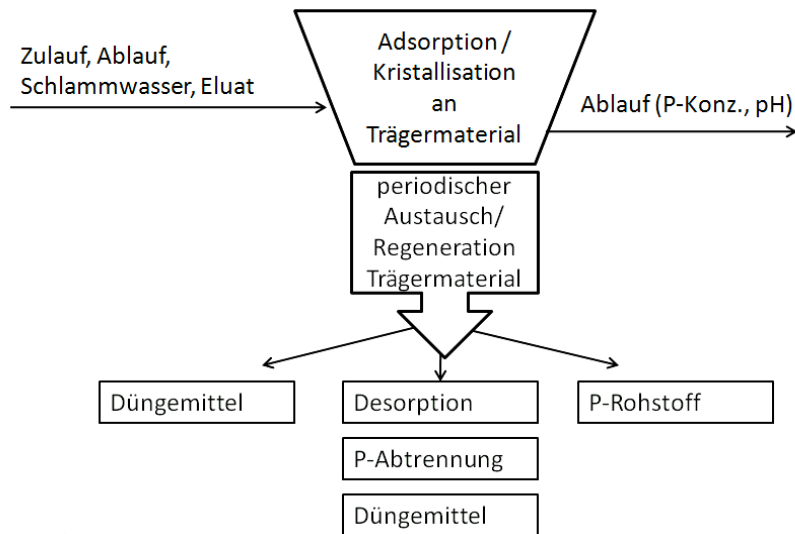


Abbildung A 8: Adsorption bzw. Kristallisation von Phosphat an Trägermaterial

Bei dem Trägermaterial gibt es zum einen die Möglichkeit, eine Kristallisation von Calciumphosphat oder Magnesiumammoniumphosphat (MAP) am Trägermaterial zu erzeugen. Dazu wird der pH-Wert in der Regel leicht erhöht. Das Produkt kann direkt als Dünger eingesetzt werden oder bei zu geringem Phosphatgehalt der Phosphatindustrie als Rohstoff zur Verfügung gestellt werden. Eine zweite Möglichkeit ist der Einsatz von Adsorbentien, Materialien, an die das Phosphat bindet. Das Material muss dann periodisch regeneriert werden. Dabei wird das Phosphat in einem Lösungsmittel gelöst und kann von dort aus zurückgewonnen werden.

Hohe Phosphatkonzentrationen lassen sich im Nebenstrom erzielen. Vorteilhaft ist dabei zusätzlich, dass im Nebenstrom nicht die Ablaufkonzentrationen eingehalten werden müssen, da der Ablauf aus dem Rückgewinnungsprozess wieder in den Zulauf gegeben werden kann. Da die meisten Verfahren eine Ablaufkonzentration von unter 1 mg/L P nicht garantieren können, ist der Einsatz von Phosphorrückgewinnungsverfahren im Nebenstrom gegenüber dem Hauptstrom vorzuziehen.

Eine Möglichkeit zur Rückgewinnung von Phosphat aus dem Nebenstrom ist z. B. die Rückgewinnung aus Prozesswasser. Während der Faulung werden hohe Ammoniumkonzentrationen frei. Das Orthophosphat kann dadurch bei einer Zugabe von Magnesium als Magnesiumammoniumphosphat gefällt werden.

Bei der Phosphatrückgewinnung aus der flüssigen Phase wird nur das in Lösung befindliche Orthophosphat erfasst. Das in der Biomasse (im Schlamm) gebundene Phosphat wird bei diesen Verfahren nicht erfasst. Somit können maximal 40% der im Abwasser enthaltenen Phosphate zurückgewonnen werden.

Durch die einfache Verfahrensführung kann die Rückgewinnung aus der flüssigen Phase im Gegensatz zu anderen Ansätzen auf jeder Kläranlage realisiert werden, so dass die zurückgewonnene Phosphatmenge beträchtlich sein kann.

Verschiedene Versuchsreihen haben gezeigt, dass Magnesiumammoniumphosphat und auch das Calciumphosphat-Fällprodukt gut als Pflanzendünger geeignet sind. Bei den Rückgewinnungsverfahren aus der flüssigen Phase entstehen in der Regel keine Abfälle.

Existierende Verfahren zur P-Rückgewinnung aus der flüssigen Phase

Phostrip

Das Phostrip-Verfahren ist das älteste Verfahren zur Phosphorrückgewinnung. Dieses Verfahren wurde zur Phosphatelimination entwickelt (LEVIN und SHAPIRO, 1965). Durch eine Rücklösung von vermehrt biologisch aufgenommenem Phosphat aus den Zellen des belebten Schlammes unter anaeroben Bedingungen findet im Nebenstrom eine Konzentrationserhöhung von Phosphat in der flüssigen Phase statt. Nach einer Fest-Flüssig-Separation kann das Phosphat durch Zugabe von Kalkmilch in einem Fällreaktor als Calciumphosphat gefällt werden (Abbildung A 9). Das Fällprodukt ist in einem schlechten kristallinen Zustand und ist dadurch gut pflanzenverfügbar und direkt als Dünger in der Landwirtschaft einsetzbar.

Das Phostrip-Verfahren könnte auch zu den Rückgewinnungsverfahren für Phosphat aus Klärschlamm gezählt werden, da das überschüssig aufgenommene Phosphat durch eine Rücklösung aus Rücklaufschlamm verfügbar gemacht wird. Im Vergleich zu den chemischen und thermochemischen Verfahren ist der Wirkungsgrad jedoch weitaus geringer. Ein Vorteil sind dagegen die vergleichsweise geringen Kosten, die sich hauptsächlich auf Investitionskosten für den Bau der Anlage beschränken. Im Gegensatz dazu haben die verfahrenstechnisch sehr aufwändigen Verfahren mit hohem Wirkungsgrad hohe Betriebskosten durch den Einsatz von Chemikalien zur Folge.

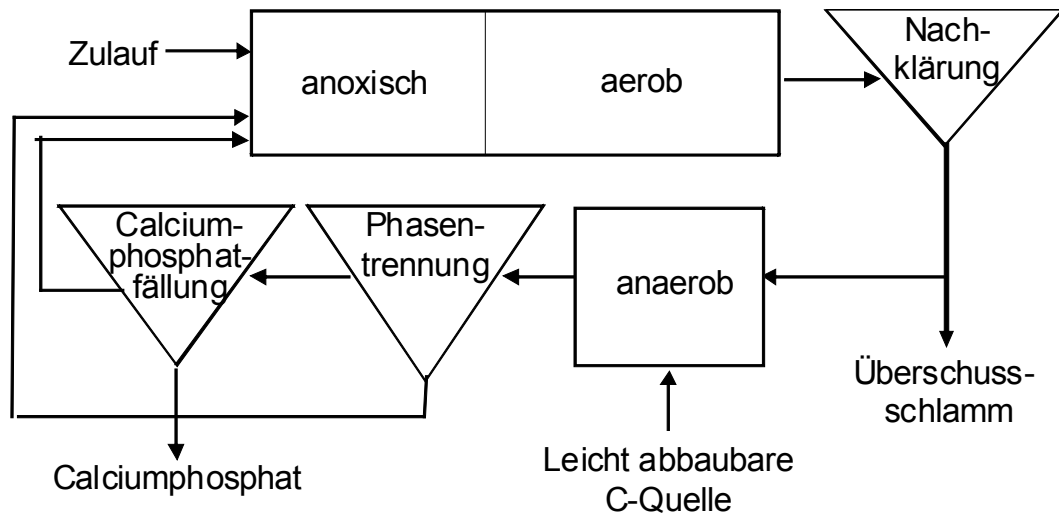


Abbildung A 9: Verfahrensschema von Phostrip nach LEVIN und SHAPIRO (1965) in VON HORN (2007)

Während das Verfahren in den USA im großtechnischen Maßstab erfolgreich eingesetzt werden konnte, gab es bei dem Einsatz auf deutschen Kläranlagen (Darmstadt) Probleme, die zur Einstellung der Versuche führten. Die Rezirkulation von rückgelöstem Schlamm führte zu Problemen mit der Absetzbarkeit des Schlammes. Weiterhin ist die Dosierung von Calcium (Kalk) auf Kläranlagen zu verbessern, so dass keine Verunreinigungen der Anlage mehr auftreten. Die Betriebsprobleme könnten sicherlich bei intensiven Bemühungen um den Einsatz des Verfahrens zur Phosphatrückgewinnung gelöst werden.

DHV Crystalactor

DHV hat den Crystalactor zur Rückgewinnung verschiedener Stoffe entwickelt. Unter anderem kann das Verfahren zur Phosphatrückgewinnung aus Abwasser eingesetzt werden. Dabei durchströmt das gereinigte Abwasser den zylindrischen Wirbelschichtreaktor mit einer Geschwindigkeit von 40 bis 100 m/h. Durch den Abwasserstrom wird das Impfmateriale (Sand) in der Schwebe gehalten. Durch Anlagerung von Phosphat wachsen die Sandkörner zu Pellets heran und sinken zu Boden, wo sie mit einer Größe von 1 - 2 mm abgezogen werden. Die entstandenen Pellets können direkt in der Landwirtschaft eingesetzt werden oder an die Phosphatindustrie als Rohstoff abgegeben (ggf. auch verkauft) werden (GIESEN et al., 2005).

Mit dem Crystalactor kann bei Zugabe von Kalkmilch Calciumphosphat kristallisiert werden. Dazu muss im Voraus eine Entkarbonatisierung erfolgen, die das Verfahren gegenüber einer Struvitfällung teuer macht. Dieses Verfahren wird im Nebenstrom nach der Phosphatrücklösung aus Bio-P Schlamm bei der Kläranlage Geestmerambacht seit 1991 eingesetzt. Die Phosphatkonzentration wird hierbei bei einem pH Wert von 7-7,5 von ca. 80-90 mg/L P auf 5-15 mg/L P reduziert.

Der Crystalactor wird in verschiedenen Bereichen großtechnisch zur Reinigung von Industrieabwasser eingesetzt. In der Kartoffel verarbeitenden Industrie ist ein Crystalactor eingesetzt, in dem nach Zugabe von Magnesiumchlorid und Natronlauge MAP gefällt wird. Generell kann der DHV-Crystalactor (Abbildung A 10) sowohl im Hauptstrom nach der Nachklärung einer Kläranlage betrieben werden als auch im Nebenstrom oder in einem geeigneten, feststofffreien Industrieabwasserstrom. Ablaufwerte von $<0,5 \text{ mg/L P}$ sind möglich.

Procorp, der amerikanische Lizenzhaber von DHV, hat im Madison Metropolitan Sewerage District einen Crystalactor zur Struvitfällung in Konkurrenz zum Ostara Reaktor betrieben. Nach Aussagen von DHV ist der Crystalactor aufgrund seines um den Faktor 4 kleineren Volumens das günstigere Verfahren. Im Gegensatz zu Ostara verkauft DHV ihre Reaktoren in der Regel und ist nicht in den weiteren Betrieb bzw. Verkauf der Produkte involviert. Für Struvitpellets liegt der Marktpreis nach Aussagen von DHV derzeit bei 30 €/t. Seit Oktober 2009 läuft in Nanjing (China) ein Crystalactor zur Struvitfällung im Hauptstrom vor einer biologischen Abwasserbehandlung bei der Nanjing Chemical Company (GIESEN, 2009).

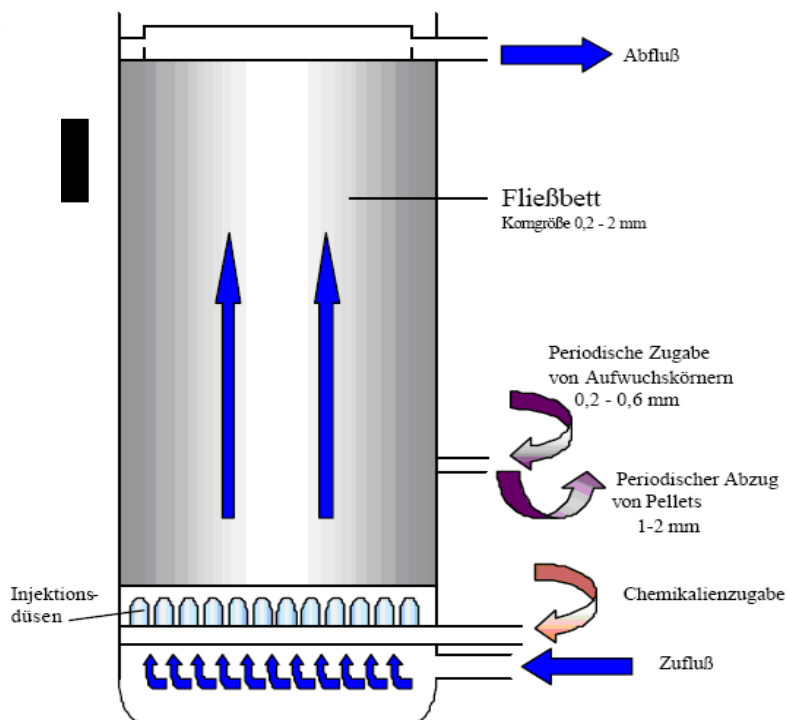


Abbildung A 10: Verfahrensschema des Crystalactor (GIESEN et al., 2005)

PEARL (Ostara)

Seit Mai 2009 sind drei PEARL-Reaktoren der Firma Ostara im Einsatz, die täglich 1.500 kg Struvit produzieren. Das Ostara-Verfahren wurde in Kanada (University of British Columbia) entwickelt und in den letzten Jahren bis zum großtechnischen Einsatz weiterentwickelt. Das Verfahren ist dem DHV-Crystalactor ähnlich. Aus Prozesswasser wird durch Dosierung von

Magnesiumchlorid in einem Schwebebettreaktor (mit nach oben hin größer werdendem Reaktordurchmesser) Struvit gewonnen. Ca. 90% des im Prozesswasser gelösten Phosphats werden durch das Verfahren recycelt. Im Sommer beträgt die Konzentration im Prozesswasser aufgrund der im Abwasserreinigungsverfahren eingesetzten Aluminiumfällung nur 250 mg/l, im Winter liegt die Konzentration bei mehr als 500 mg/l P. Das Struvit wird in Form von staubfreien Pellets (Crystal Green Product) produziert, die direkt als Rasendünger zum Einsatz kommen (BRITTON, 2009).

Phosnix

Das in Japan entworfene Phosnix-Verfahren (Kurita Fixed Bed Crystallisation Column) ist eine Modifizierung des DHV-Crystalactor. Mittlerweile wird auch bei diesem Verfahren ein Schwebebett eingesetzt. Der Behälter hat im Gegensatz zum Crystalactor einen konisch zulaufenden Behälterboden, aus dem im unteren Bereich das mittels Schwerkraft absinkende Phosphatprodukt abgezogen werden kann. Ebenso verbreitert sich der obere Reaktorteil konisch, so dass durch die verminderte Fließgeschwindigkeit keine Partikel aus dem Reaktor ausgeschwemmt werden (Abbildung A 11). Großtechnisch wird in Japan eine Anlage zur MAP-Rückgewinnung aus Schlammwasser betrieben (NAWA und MATSUSHITA, 2009).

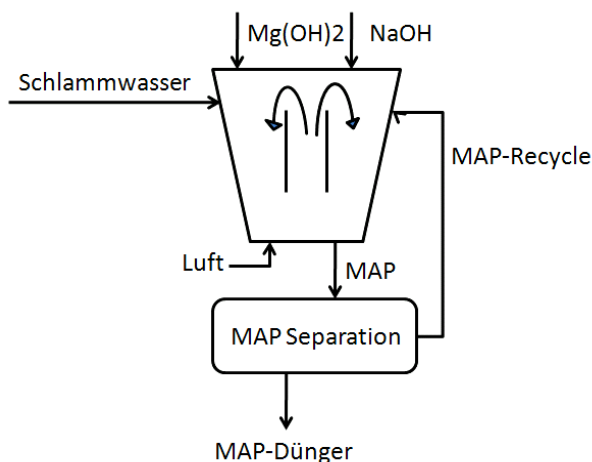


Abbildung A 11: Schematische Darstellung des Phosnix-Verfahrens

P-RoC (Prophos)

Beim P-RoC-Verfahren wird Calciumsilikathydrat (CSH) als Impfmateriale eingesetzt. Es wurden Festbett, Schwebebett und Rührreaktor untersucht und es wurde eine Calciumphosphatanlagerung festgestellt. Der Rührreaktor wird derzeit als die geeignete Betriebsvariante für den Durchlaufbetrieb postuliert (BERG, 2005). Das Verfahren kann im Haupt- und Nebenstrom eingesetzt werden sowie auch bei Schlammwasser. Ablaufwerte von 1 mg/l P können nicht garantiert werden, daher ist der P-RoC-Reaktor nicht am Ablauf einsetzbar.

Vorteil des Verfahrens ist, dass keine Chemikalien zum Einsatz kommen. Da sich das CSH-Impfmaterial im Rührreaktor (im Gegensatz zum Schwebebettreaktor) nicht absetzt, muss das Material nach einer Standzeit von 200 bis 400 Stunden ausgetauscht werden. Der Austausch führt dazu, dass das Material insgesamt schwächer mit Phosphat beladen ist als das Material aus Schwebebettreaktoren, bei denen die beladenen Anteile zu Boden sinken und gleichzeitig unbeladenes Material im oberen Reaktorbereich eine gute Aufnahme von Phosphat gewährleistet. Versuche wurden im halbtechnischen Maßstab durchgeführt.

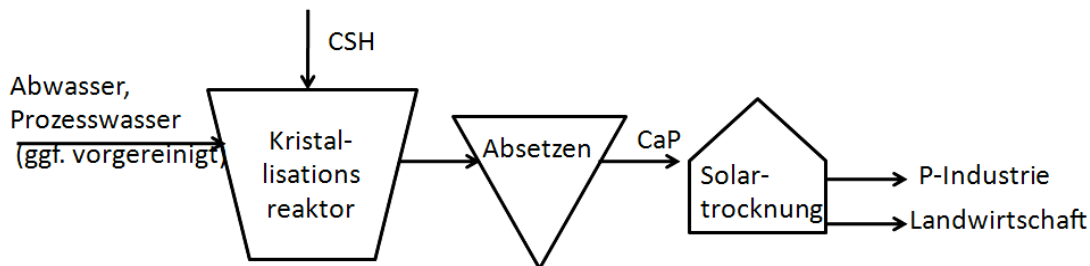


Abbildung A 12: Schematische Darstellung des Prophos-Verfahrens

Magnesiumammoniumphosphat (MAP)-Fällung aus Schlammwasser

Bei dem Schlammwasser (Prozesswasser), welches bei der Entwässerung von Faulschlamm anfällt, ist die Ionenzusammensetzung im Vergleich zum Abwasser verändert. Durch die Abtrennung des calciumhaltigen Abwassers vor der Faulung und durch die Rücklösung von Magnesium und Kalium parallel zur Phosphatrücklösung während des Faulungsprozesses ist das Calcium/Phosphat-Verhältnis im Prozesswasser kleiner, während das Magnesium/Phosphat-Verhältnis ansteigt. Ammonium ist im Verhältnis zum Phosphat in hohem Überschuss vorhanden. Aus der Veränderung der Ionenkonzentration ergibt sich eine Veränderung der Fällungsbedingungen. Die Magnesiumammoniumphosphat (MAP)-Fällung wird bevorzugt. Wie das Phostrip-Verfahren wurde auch die MAP-Fällung nicht mit dem Ziel des Phosphorrecyclings entwickelt worden, sondern um das in großem Überschuss vorhandene Ammonium aus dem Abwasserstrom zu entfernen (Verringerung der Stickstoffrückbelastung der Kläranlage) (VON HORN, 2007). Um die Phosphatrückgewinnung zu optimieren, wird die Magnesiumkonzentration durch Zugabe von Magnesium (Magnesiumoxid, Magnesiumhydroxid, Magnesiumchlorid) überstöchiometrisch erhöht. Bei einem pH-Wert von 8,5 bis 9 (eingestellt durch Zugabe von Natronlauge) wird dann MAP ausgefällt. Es können Phosphatablaufkonzentrationen von ca. 2 mg/L leicht erreicht werden. Ammonium verbleibt in hohen Konzentrationen im Abwasser und muss entweder in den Zulauf zurück geführt werden oder z. B. durch eine Strippping entfernt werden (Abbildung A 13).

Das gefällte MAP besitzt eine gute Pflanzenverfügbarkeit und kann daher direkt in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt werden.

Versuche wurden mehrfach im Labor aber auch in halbertechnischen Versuchsanlagen durchgeführt.

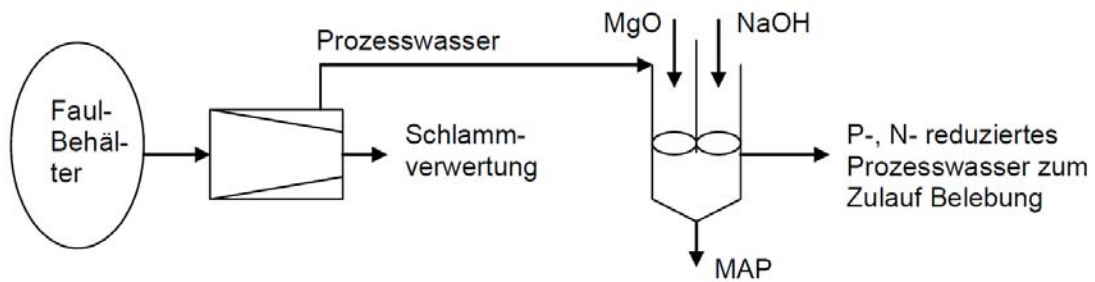


Abbildung A 13: Verfahrensschema MAP-Fällung aus Prozesswasser (VON HORN, 2007)

PRISA

Zusätzlich zur MAP-Fällung aus dem nach der Faulung abgetrennten Schlammwasser wird bei dem am Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen entwickelten PRISA-Verfahren auch Überstandswasser aus der Voreindickung mit in die MAP-Fällung einbezogen (Abbildung A 14). Dazu sollen bei Bio-P-Anlagen freie Kapazitäten in der Schlammvoreindickung für eine erhöhte biologische Rücklösung genutzt oder zusätzliche Kapazitäten geschaffen werden (MONTAG, 2008). Die Fällung verläuft nach dem im Abschnitt zuvor beschriebenen Verfahren der MAP-Fällung aus Schlammwasser.

Die Versuche wurden mit einer Anlage in halbertechnischem Maßstab durchgeführt. Eine Kostenschätzung ergab Kosten von 8,92 €/kg P für das Verfahren inklusive der Errichtung zusätzlicher Eindicker-Kapazitäten (MONTAG, 2008). Bei vorhandener Bautechnik betragen die Kosten nur 7,72 €/kg P (MONTAG, persönliche Mitteilung).

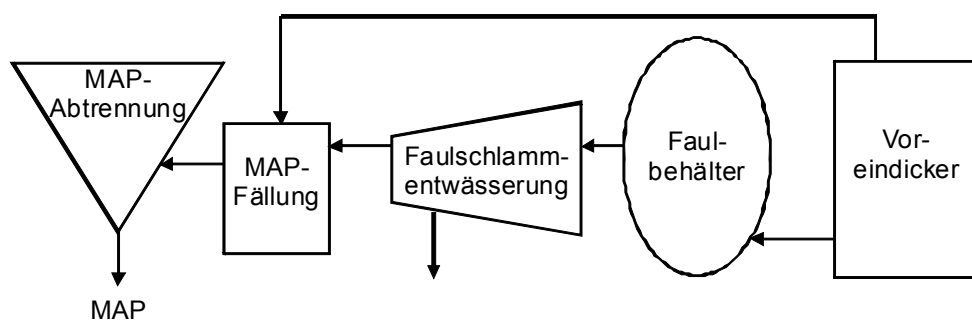


Abbildung A 14: Verfahrensschema PRISA-Verfahren nach GETHKE et al. (2006)

Recyphos

Ziel des an der TU Dresden und BTU Cottbus untersuchten Recyphos-Verfahrens ist die Möglichkeit zur Phosphateliminierung und Rückgewinnung bei Kleinkläranlagen. Erreicht werden soll dies durch den Einsatz von modularen Ionenaustauschern, die im Ablauf der Kleinkläranlage das Phosphat aufnehmen und die dann turnusmäßig ausgetauscht werden. Die beladenen Module werden an zentraler Stelle aufbereitet. Das Phosphat wird dort zurückgewonnen, und die regenerierten Module werden im nächsten Turnus erneut eingesetzt. Die Arbeiten befinden sich in halbtechnischer Versuchsphase.

Phosiedi

Im Projekt Phosiedi werden am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) Ionenaustauscher und Elektrodialyse zur Phosphatrückgewinnung untersucht. Die Arbeiten befinden sich noch im Anfangsstadium.

Phosphatrückgewinnung aus Faulschlamm ohne Laugung

Verfahrensprinzip

Ist der Schlamm eingedickt und gefault, fällt Phosphat spontan mit Magnesium und Ammonium als Struvit oder Magnesiumammoniumphosphat (MAP) aus. Dies führt besonders in Rohrleitungen zu Inkrustationen und kann massive Betriebsprobleme bedeuten. Eine Phosphatrückgewinnung direkt im Anschluss an die Faulung kann Betriebskosten sparen (Abbildung A 15). Die Schwierigkeit bei diesem Verfahren liegt in der Trennung von Schlamm und Phosphatprodukt. Nur wenn die Produktkörner ausreichend groß sind, ist eine Trennung erfolgreich. Zur Trennung ist in der Regel ein gesondertes Bauwerk notwendig. Zusätzlich ist eine Waschung des Produktes zur Entfernung von organischen Anhaftungen oftmals notwendig um eine direkte Verwendung als Düngemittel zu gewährleisten.

Da bei diesem Verfahren nur das in Lösung befindliche Orthophosphat reagiert, kann eine Phosphatrückgewinnung von maximal 40% (vom P im Zulauf) erreicht werden. Es fallen keine Rückstände zur Verwertung an.

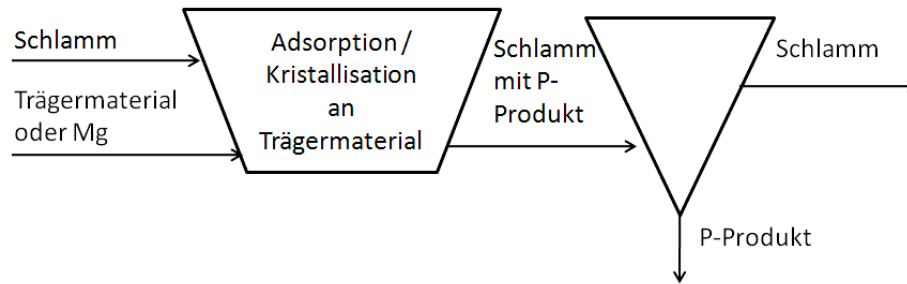


Abbildung A 15: Rückgewinnung aus Faulschlamm ohne Laugung

Existierende Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Faulschlamm ohne Laugung

Berliner Verfahren (MAP-Ausschleusung bei der Schlammbehandlung)

Dieses Verfahren wurde von den Berliner Wasserbetrieben zur Lösung der Inkrustationsprobleme bei der Faulung und in den nachgeschalteten Rohrleitungen entwickelt. Nach der Faulung wird der ausgefauelte Schlamm in einen Vorlagebehälter für die Zentrifugen geführt. Dieser Behälter wird gleichzeitig zur Phosphatfällung genutzt. Dem Faulschlamm wird zunächst Inkrustationsmittel beigemischt; anschließend wird in einem separaten Reaktor Magnesiumchlorid zum Schlamm dosiert, um an dieser Stelle eine gezielte MAP-Ausfällung zu erhalten. Das gefällte MAP setzt sich (teilweise) ab und kann am Behälterboden abgezogen werden. An der Verbesserung der MAP-Abscheidung wird zurzeit gearbeitet. Derzeit lassen sich weit weniger als 50% des gefällten MAP abtrennen. Als mögliche Methode zur verbesserten Abscheidung von MAP wurde zunächst ein Hydrozyklon untersucht. Ebenfalls wurde der Einsatz eines Airlift-Reaktors zur verbesserten Abscheidung untersucht (STUMPF et al., 2009). Diese Untersuchungen waren sehr vielversprechend, so dass ein großtechnischer Airlift-Reaktor (800 m³) zurzeit eingefahren wird. Das MAP-Produkt wird im Anschluss gewaschen (Sandwäscher) und getrocknet. Die Grenzwerte entsprechend Düngemittelverordnung von 2003 werden eingehalten. Das MAP ist als Düngemittel zugelassen.

Die Versuche wurden großtechnisch durchgeführt.

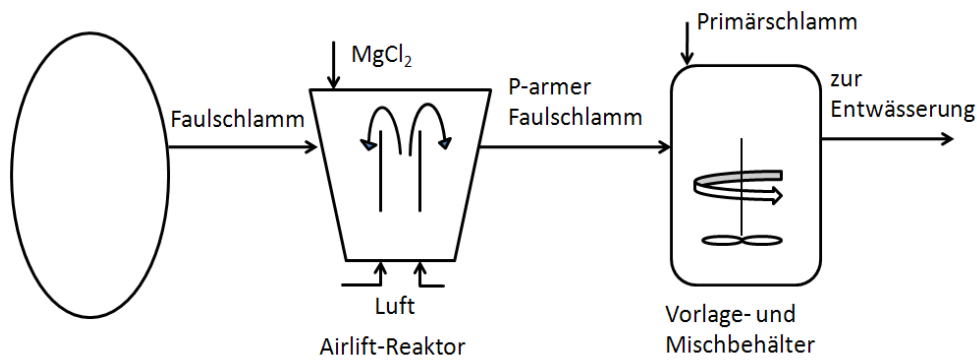


Abbildung A 16: Verfahrensschema MAP-Ausschleusung bei der Schlammbehandlung

AirPrex

Die Hamburger Firma PCS Consult ist Lizenznehmer des Verfahrens der Berliner Wasserwerke. Unter dem Namen AirPrex wird das Verfahren vermarktet. Eine Anlage zur MAP-Fällung ist beim Niersverband seit ca. drei Jahren im Großversuch im Einsatz. Ursprünglich sollte das MAP lediglich zur Vermeidung von Kristallisation in den Rohrleitungen sowie zur Verbesserung der Entwässerbarkeit des Faulschlammes eingesetzt werden. Aufgrund von Platzmangel wurde an der Faulung nur eine kleine Fällstation eingerichtet, an der das im Schlammwasser vorhandene Magnesium durch einen pH-Anstieg (ausgelöst durch Strippung) mit Phosphat und Ammonium als MAP kristallisiert. Dieses wird im Schlamm durch eine 400 m lange Schlammleitung bis in einen Reaktor geleitet, in dem erneut eine Luftstrippung erfolgt und durch Magnesiumchloriddosierung das restliche gelöste Phosphat als MAP ausgefällt wird. Im darauf folgenden Reaktor 2 findet zukünftig ein Absetzvorgang statt, in dem das MAP vom Schlamm getrennt und am Reaktorboden abgezogen werden soll. Die Abtrennung von MAP aus dem Schlamm befindet sich noch im Versuchsstadium (Abbildung A 17). Zurzeit wird der entwässerte Schlamm mit dem darin enthaltenen feinkristallinen MAP landwirtschaftlich verwertet (PCS-Consult, 2010).

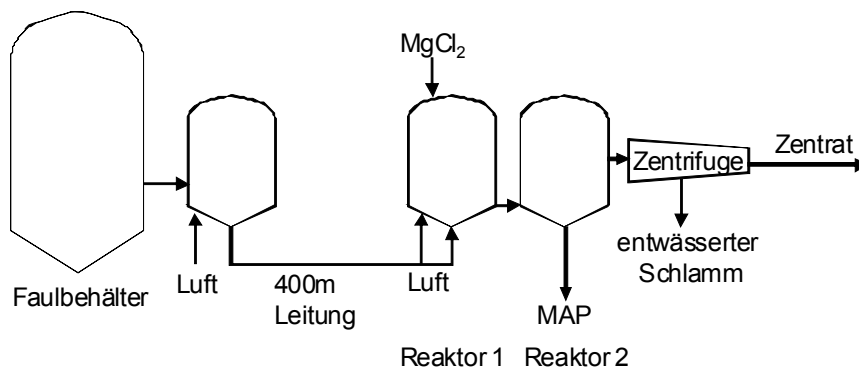


Abbildung A 17: Schema des Airprex-Verfahrens

FIX-Phos

An der TU Darmstadt wurde erprobt, CSH-Material als Kristallisationsmaterial im Überschussschlamm einzusetzen. Überschussschlamm wurde nach der Zugabe des CSH-Materials im Labormaßstab 10 Tage ausgefault. Dabei konnten 30% des Phosphats an das CSH-Material angelagert werden. Das CSH-Material wurde durch Sieben abgetrennt und wies einen Phosphatgehalt von ca. 8% auf (Abbildung A 18).

Verfahrenstechnisch wäre eine getrennte Faulung von Überschussschlamm und Primärschlamm denkbar, weiterhin wäre auch die Überschussschlammfäulung als Vorstufe möglich. Problematisch könnte bei diesem Verfahren die Versandung des Faulbehälters mit dem CSH-Impfmateriale sein.

Versuche zu diesem Verfahren wurden bisher nur im Labor durchgeführt. (PETZET, 2009)

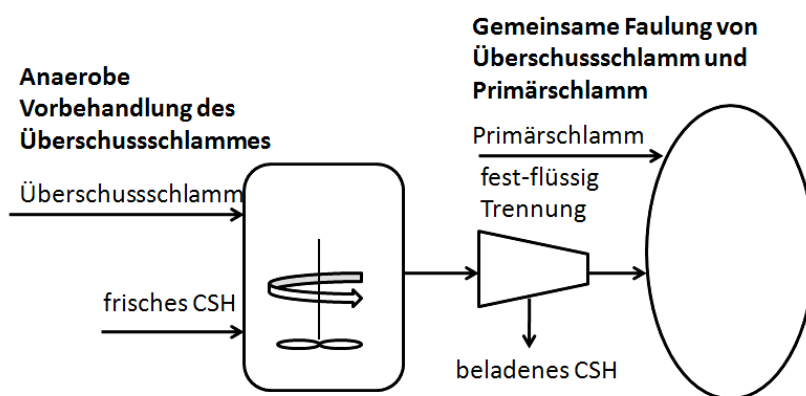


Abbildung A 18: Schematische Darstellung des FIXPhos-Verfahrens

Rückgewinnung von Phosphat aus Faulschlamm durch nass-chemischen Aufschluss (Laugung)

Verfahrensprinzip

Um das im Schlamm gebundene Phosphat für eine Rückgewinnung nutzbar zu machen, muss es als Orthophosphat in Lösung gebracht werden. Dies kann durch Lösung in Säure (Schwefelsäure, Salzsäure und/oder Wasserstoffperoxid) erreicht werden. Bis zu 90% des im Schlamm gebundenen Phosphats können auf diese Weise in Lösung gebracht werden. Gleichzeitig werden aber auch die Schwermetalle sowie Eisen- oder Aluminiumfällsalze rückgelöst. Diese müssen zunächst aus der Lösung entfernt werden, bevor das Phosphat als Magnesiumammoniumphosphat (Düngemittel) gefällt werden kann. Für diese Fällung ist der pH-Wert auf über pH 8 anzuheben. Dieses Verfahren benötigt demzufolge hohe Mengen an Säure und Lauge, um die pH Verschiebungen durchzuführen (Abbildung A 19).

Verfahren zur Schlammhydrolyse (Druck, Hitze) werden derzeit eingesetzt, um eine höhere Faulgasausbeute zu erzielen. Dazu wird der Schlamm vor der Faulung behandelt. Ebenfalls kann sich die Entwässerbarkeit des Schlammes durch Laugung oder Hydrolyse verbessern, was für eine Kläranlage wirtschaftlich sein kann. Die möglichen Synergien der zu diesen Zwecken entwickelten Verfahren mit der Phosphatrückgewinnung werden in den Verfahrensbeispielen dargestellt. Bei der nasschemischen Rücklösung hat der organische Reststoff (Schlamm) einen pH-Wert von 1 und muss daher gesondert behandelt werden. Darüber hinaus fallen kleine Stoffströme an Schwermetallen und Eisen bzw. Aluminium an, die entsorgt werden müssen.

Das Verfahren kann prinzipiell auf jeder Kläranlage mit Schlammfäulung umgesetzt werden. Aufgrund des intensiven Chemikalieneinsatzes ist mit äußerst beständigen Materialien zu bauen, die Betriebskosten sind aufgrund des hohen Chemikalieneinsatzes sehr hoch. Mit dem nasschemischen Faulschlammaufschluss lassen sich bis zu 80% der im Zulauf zur Kläranlage vorhandenen Phosphate zurückgewinnen.

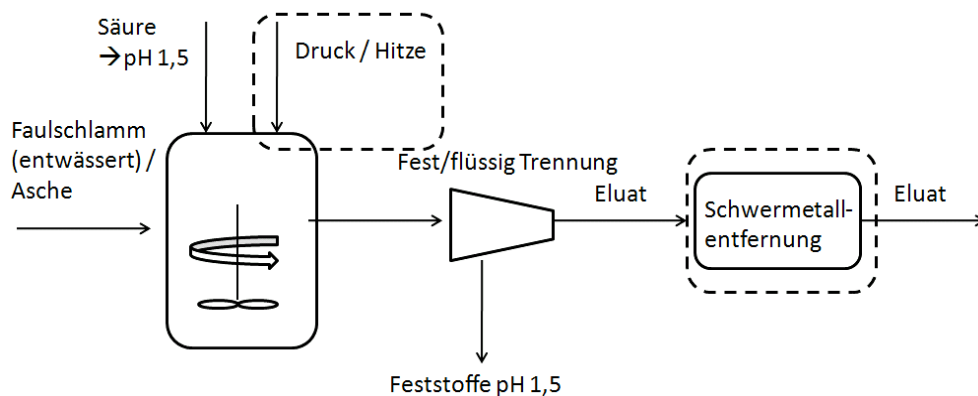


Abbildung A 19: P-Rückgewinnung durch nass-chemischen Aufschluss

Bestehende Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Faulschlamm (mit Laugung)

Seaborne

Das Seaborne-Verfahren wurde zur Rückgewinnung von Phosphat aus gefaultem Klärschlamm und Gülle entwickelt. Eine halbtechnische Anlage ist seit 2000 in Owschlag (Schleswig-Holstein) in Betrieb (SCHULZ und SCHULTZE, 2001). Im Jahr 2007 hat eine großtechnische Anlage in vereinfachter Verfahrensvariante in Gifhorn (Ostniedersachsen) die Arbeit aufgenommen. Klärschlamm wird hier durch Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid hydrolysiert. Durch eine Zentrifuge werden die organischen Reststoffe abgetrennt und anschließend verbrannt. Die in der sauren Lösung enthaltenen Schwermetalle werden durch eine sulfidische Fällung entfernt. Das in der Lösung enthaltene

Phosphat wird durch Zugabe von Magnesiumhydroxid und Natronlauge als MAP gefällt und mittels Zentrifuge abgetrennt (MÜLLER, 2004). Überschüssiges Ammonium kann, bei Bedarf nach einer Entkarbonatisierung, durch NH_3 -Strippung entfernt werden (Abbildung A 20). Dies gestaltet sich jedoch aufgrund der starken Karbonatausfällung – Ca geht bei pH-Absenkung komplett in Lösung – betrieblich als sehr schwierig.

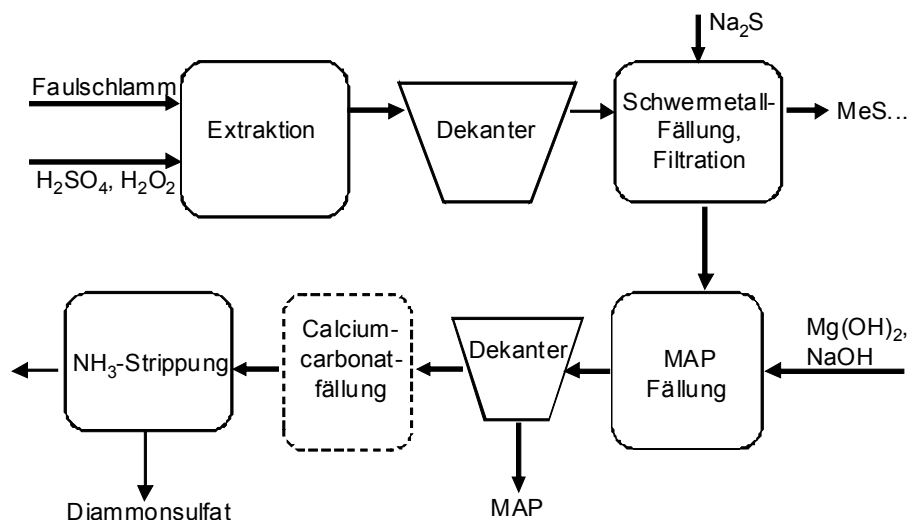


Abbildung A 20: Schema des modifizierten Seaborne-Verfahrens (MÜLLER, 2004)

Derzeit wird die Seaborne-Anlage in Gifhorn aus wirtschaftlichen Gründen (hohe Chemikalienpreise, geringe Phosphorpreise) bei pH 5 gefahren. So können Chemikalienkosten (Schwefelsäure, Natronlauge) eingespart werden. Gleichzeitig reduziert sich aber die Phosphatrückgewinnung auf 50% (BAYERLE, 2009). Die Kosten für die Chemikalien zur Einstellung eines pH-Wertes von 5 werden durch eine höhere Gasausbeute bei der Faulung und bessere Entwässerbarkeit eingespart. Das Verfahren hat zurzeit keine Förderung. Forschung wird von der TU Braunschweig noch zur Schwermetallentfernung und zur Stickstoffstrippung betrieben.

Das Phosphatprodukt (MAP) wird getrocknet und direkt in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt. Der restliche Schlamm wird getrocknet, in einem Kompostwerk kompostiert und anschließend ebenfalls landwirtschaftlich genutzt.

Die Betriebserfahrung im Großbetrieb hat gezeigt, dass die Anlage sehr groß dimensioniert ist. Für einen erneuten Bau würde die Anlagengröße deutlich reduziert werden, was zu Kosteneinsparungen führen würde. Insgesamt ist das Verfahren aber aufgrund des hohen Chemikalienverbrauchs als sehr kostenintensiv einzustufen.

Die Kosten der Phosphatrückgewinnung im modifizierten Seaborne Verfahren sind Tabelle A 72 aufgeführt und belaufen sich im günstigsten Fall auf 14,22 €/kg PO_4^{3-} .

Tabelle A 72: Erträge und spezifische Kosten der P-Rückgewinnung im Seaborne-Verfahren (BAYERLE, 2009)

pH-Wert Extraktion	Bedarf [kg/kg TM]			spez. Kost. €/kg PO ₄ ³⁻	Ertrag kg PO ₄ ³⁻ /a	Kostenverteilung	
	H ₂ SO ₄	NaOH	Mg(OH) ₂			AfA/RWU	Chemikalien
7	0	7,1	0,7	20,19	4.715	62%	38%
6	5,7	10,1	0,4	17,30	6.800	50%	50%
5	10,7	14,2	0,3	15,68	9.823	38%	62%
4	15,3	19,4	0,8	14,72	13.010	29%	71%
3	19,9	28,4	1,4	14,22	17.681	23%	77%

Stuttgarter Verfahren

Das Stuttgarter Verfahren wurde in Zusammenarbeit des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart mit der iat-Ingenieurberatung GmbH, Stuttgart, entwickelt. Nach der Entwicklung im Labormaßstab in den Jahren 2003 und 2004 nahm 2006 eine halbtechnische Anlage (mit 1 m³ Reaktorvolumen) den Betrieb auf, mit der nachgewiesen wurde, dass mit dem Stuttgarter Verfahren 70% des im Klärschlamm vorhandenen Phosphors zurückgewonnen werden können. Seit 2010 wird in Offenburg-Grießheim eine großtechnische Anlage mit 20 m³ Reaktorvolumen errichtet, mit der der Klärschlamm von 5.000 bis 10.000 Einwohnern behandelt werden kann (MUNV, 2011).

Der im Klärschlamm enthaltene Phosphor wird mit Schwefelsäure bei pH-Werten < 2 aus dem anaerob stabilisierten Schlamm zurückgelöst. Mit einer Kammerfilterpresse wird der phosphatarme Schlamm abgetrennt. Die phosphatreiche flüssige Phase wird in den Fällungsreaktor gepumpt. Im Fällungsreaktor werden zuerst für den weiteren Prozess störende Metalle mittels Zitronensäure komplexiert. Der pH-Wert wird dann mittels NaOH auf 8,5 eingestellt - dies ist für den nachfolgenden Schritt notwendig. Durch Zugabe von MgCl₂ oder MgO wird der zuvor rückgelöste Phosphor in ein verwertbares Produkt überführt (WEIDELNER, 2008).

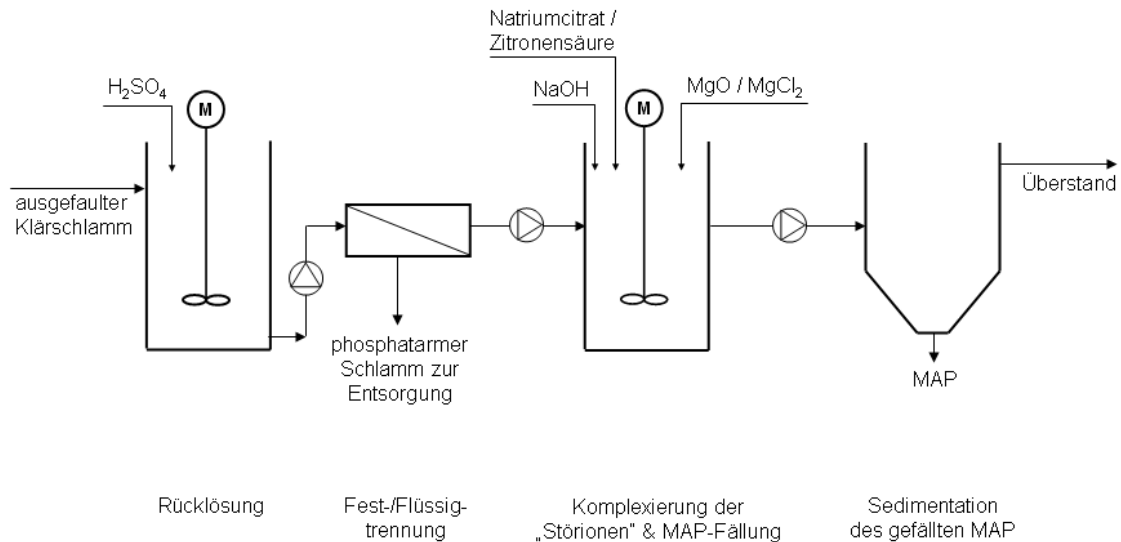


Abbildung A 21: Schematische Darstellung des Stuttgarter Verfahrens (WEIDELNER 2008)

Das anfallende Produkt Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP, auch Struvit genannt) kann in der Landwirtschaft direkt als Dünger verwendet werden. Untersuchungen von RÖMER (2006) haben gezeigt, dass in Gefäßversuchen die Düngewirkung von MAP vergleichbar der von Handelsdüngern ist. Im Frühjahr/Sommer 2007 wurden Feldversuche zur Düngewirkung von MAP durchgeführt. Die Schwermetallbelastung des erzeugten MAP ist relativ gering und liegt bei den meisten Parametern deutlich unter den für Handelsdünger üblichen Werten (WEIDELNER, 2008).

PHOXNAN

Im Loprox²³-Reaktor hat der zuvor auf pH 1,5 angesäuerte Faulschlamm eine Aufenthaltszeit von bis zu 3 Stunden bei 200°C und 16 - 20 bar. Dadurch wird Phosphat in Lösung gebracht. Für eine Rückgewinnung muss dann die Separation von den Feststoffen stattfinden. Dazu wird eine Ultrafiltration eingesetzt. Das phosphatreiche Permeat wird dann nanofiltriert. Hierdurch entsteht als Permeat Phosphorsäure, die als hochreines Phosphatprodukt Verwendung in der Industrie findet (Abbildung A 21).

²³

Low-pressure-oxidation=Niederdruck-Nassoxidation

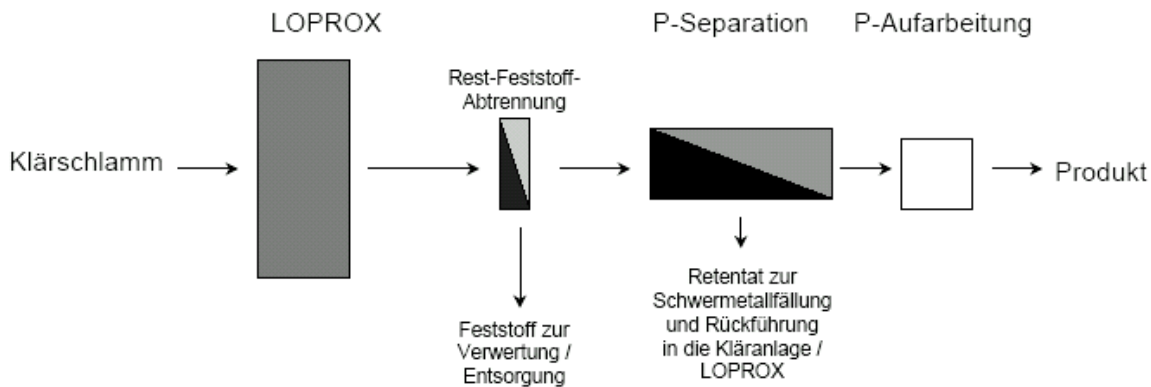


Abbildung A 22: Schema des PHOXNAN-Verfahrens (BLÖCHER et al., 2009)

Die zentrale Frage der PHOXNAN-Untersuchungen bestand darin, ob sich durch das Loprox-Verfahren hohe Rücklösungsgrade für Phosphat erzielen lassen. Für Klärschlämme mit geringem Eisengehalt (Al- und Bio-P-Schlamm) war die Anwendung des Loprox-Verfahrens zur Phosphatrücklösung zielführend. Für Klärschlämme mit hohem Eisengehalt war es dagegen nicht geeignet, da Phosphat nicht ausreichend rückgelöst wird. Daher wurde für diese Schlämme das alternative PHOXNAN-Verfahren entwickelt, bei dem das Phosphat zunächst durch eine Druckhydrolyse (150 - 160°C, 1 h Verweilzeit) in Lösung gebracht wird. Hierdurch lassen sich auch bei hohen Eisengehalten mehr als 90% des Phosphats rücklösen. Die Feststoffabtrennung erfolgt durch eine anschließende Ultrafiltration, bevor die Phosphatfraktion durch eine Nanofiltration in sehr reiner Form zurückgewonnen werden kann (Abbildung A 22).

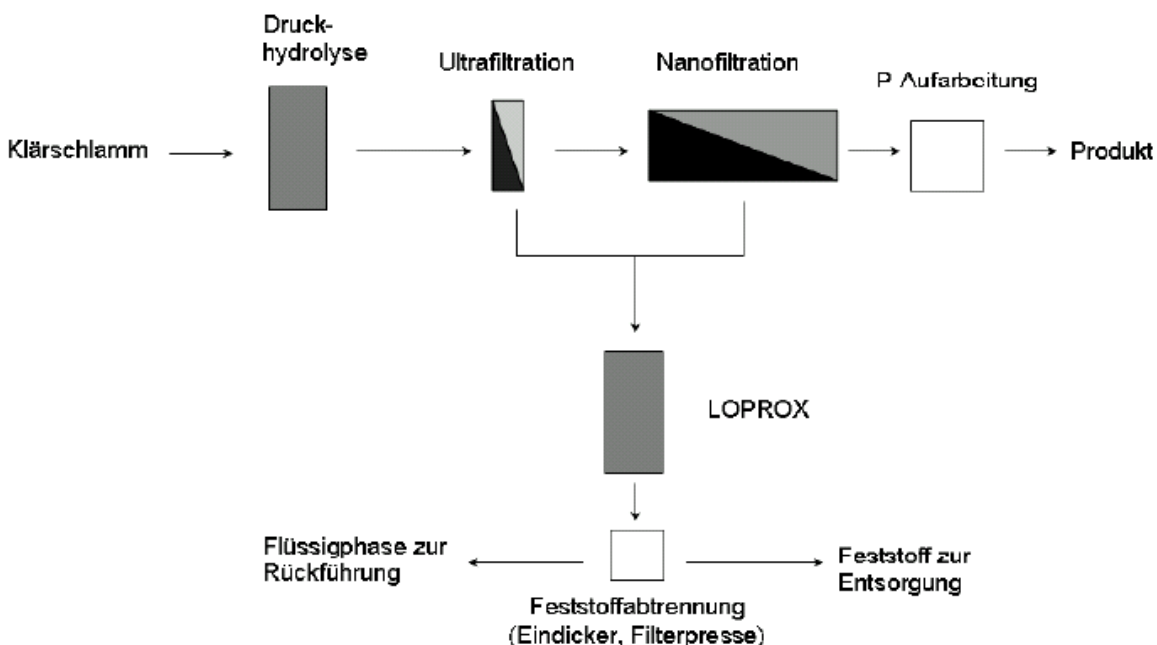


Abbildung A 23: Schema des alternativen PHOXNAN-Verfahrens

Insgesamt lagen die Rückgewinnungsraten für die PHOXNAN-Versuche bei nur 50 - 60%. Mit deutlich über 10 €/kg P (13,76 €/kg P) (PINNEKAMP et al., 2009b) sind die geschätzten

Kosten für das Verfahren vergleichsweise hoch. Das PHOXNAN-Verfahren wurde bisher nur im Labormaßstab erprobt, zur Einschätzung der Erfolgsaussichten in der Praxis wären weitere Versuche in halb- oder großtechnischem Maßstab wünschenswert.

Krepro

Das Krepro-Verfahren ist ein thermochemisches Verfahren, das von der Firma Kemira in Helsingborg (Schweden) betrieben wird. Eingedickter Rohschlamm wird dort versäuert und zur vollständigen Hydrolyse in einen Reaktor gegeben, der bei 140°C mit 4 bar betrieben wird. Nach einer Aufenthaltszeit von ca. einer Stunde werden die Feststoffe abzentrifugiert und Phosphat nach Anheben des pH-Wertes mit Eisenfällmittel ausgefällt (RECKTENWALD 2002). Da das Eisenphosphat jedoch schlecht pflanzenverfügbar ist und im Aufbereitungsprozess der Phosphorindustrie Eisen als Störstoff einzuordnen ist, ist das Produkt nicht weiterverwendbar und müsste einer weiteren Aufbereitung unterzogen werden (RÖMER, 2006; SCHIPPER und KORVING, 2009).

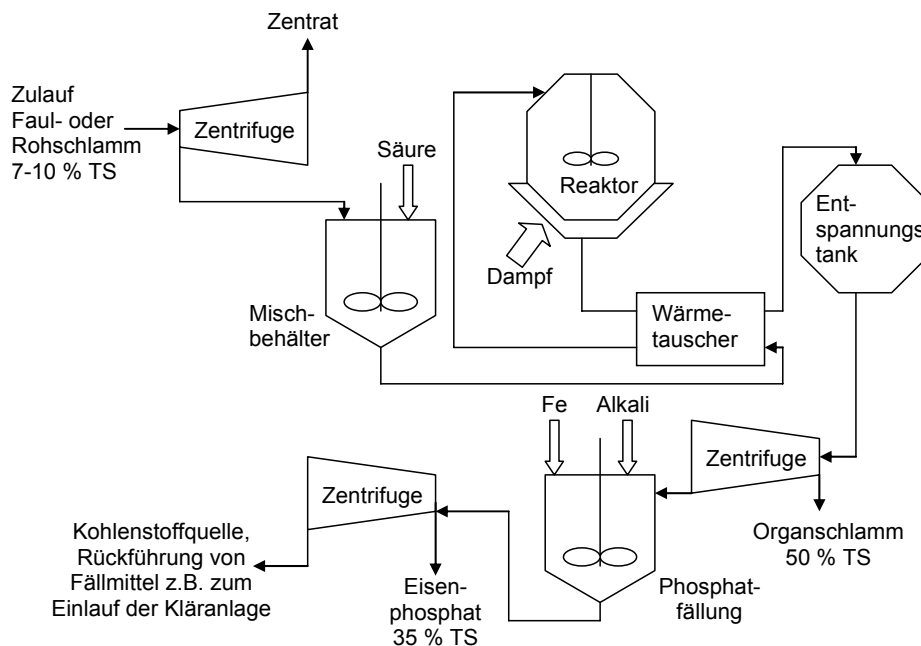


Abbildung A 24: Verfahrensschema des Krepro-Prozesses (SCHAUM et al., 2005)

Cambi

Das Cambi-Verfahren ist ein thermisches Verfahren, bei dem ebenfalls eingedickter Rohschlamm bei 150 - 170°C und 4 – 6 bar ca. 20 Minuten hydrolysiert wird. Das Verfahren dient vor allem zur Erhöhung der Faulgasausbeute und zur Verringerung der zu entsorgenden Schlammmenge. Das Verfahren wurde bereits mehrfach großtechnisch umgesetzt. Zur Phosphat- und Stickstoffrückgewinnung kann das Verfahren erweitert werden. Dies wurde jedoch noch nicht großtechnisch realisiert. Aus dem gefaulten und

teilentwässerten Schlamm könnte Phosphat durch eine Extraktion mit Ammoniak-Starkwasser in Lösung gebracht und als MAP ausgefällt werden (SIEVERS et al., 2005).

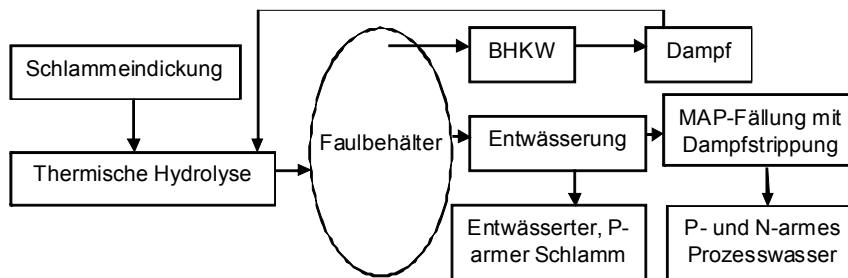


Abbildung A 25: Cambi-Verfahren nach SIEVERS et al. (2005)

Aqua Reci

Beim Aqua-Reci-Prozess der Firma Feralco in Helsingborg, Schweden, wird Klärschlamm durch eine überkritische Wasseroxidation vollständig hydrolysiert. Die Oxidation findet bei einer Temperatur von über 374°C und einem Druck von über 220 bar statt. Dieses Verfahren steigert wie der Cambi-Prozess die Faulgasausbeute in der Faulung und hygienisiert den Schlamm. Zur Phosphatrückgewinnung muss das Verfahren um den P-Recycling-Prozess erweitert werden, hierzu fanden bisher nur Laborversuche statt. Die Rücklösung von Phosphat kann durch nass-chemischen Aufschluss erfolgen. Eine Möglichkeit ist der Aufschluss mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid sowie die anschließende Fällung als Eisen- oder Aluminiumphosphat bei pH 4 (STENMARK et al., 2005; Abbildung A 25).

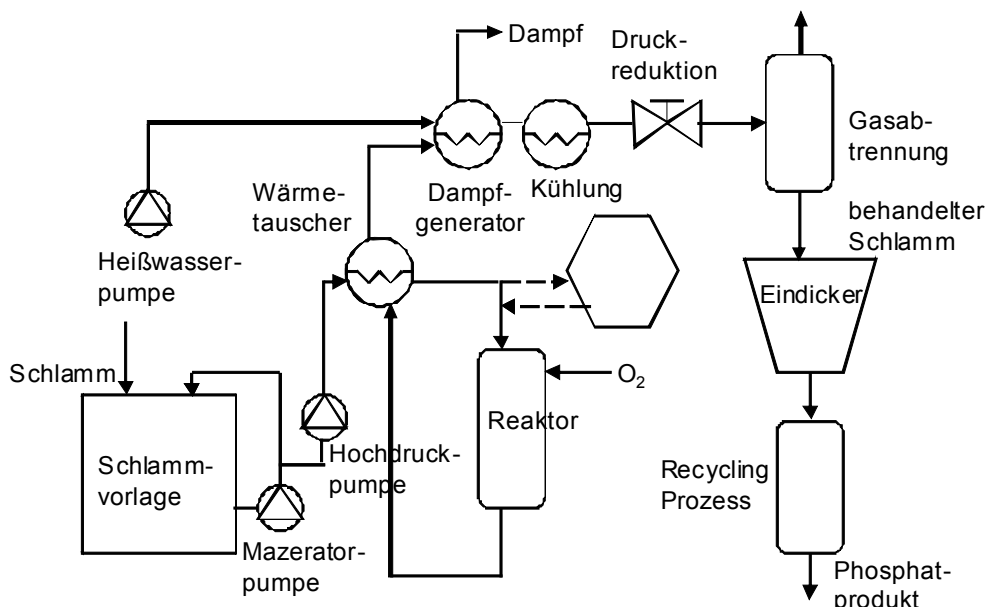


Abbildung A 26: Das Aqua-Reci-Verfahren der Firma Feralco (STENMARK et al., 2005)

Eine zweite Möglichkeit ist der basische Aufschluss mit Natronlauge (NaOH) bei einer Temperatur von ca. 90°C. Die Rücklöserate von Phosphat liegt bei über 90%. Da sich die

Metallionen im basischen Milieu nicht lösen, kann reines Calciumphosphat ausgefällt werden.

Rückgewinnung aus Klärschlammasche

Die Phosphatrückgewinnung aus der Asche ist verfahrenstechnisch sehr aufwändig. Da die Asche jedoch konzentriert an wenigen Standorten anfällt, kann sich der höhere Verfahrensaufwand trotzdem rechnen. Bei der Phosphatrückgewinnung aus Asche kann grundsätzlich zwischen den nass-chemischen und den thermisch-metallurgischen Verfahren unterschieden werden.

Verfahrensprinzip der nasschemischen Phosphatrückgewinnung aus Asche

Bei der Rückgewinnung von Phosphat aus Klärschlammasche ist wie beim Klärschlamm zunächst eine Überführung des Phosphats in die flüssige Phase notwendig. Diese Lösung kann mit einer starken Säure (Schwefelsäure, Salzsäure) vorgenommen werden. Dabei können mehr als 90% des in der Asche enthaltenen Phosphats in Lösung gebracht werden. Gleichzeitig werden auch die in der Asche enthaltenen Schwermetalle in Lösung gebracht, die jetzt vor der Phosphatfällung aus der Lösung entfernt werden müssen.

Die nass-chemische Phosphatrückgewinnung ist verfahrenstechnisch sehr aufwändig und daher sowohl als kostenintensive als auch als betriebsaufwändige Lösung einzustufen. Zur Rückgewinnung eines direkt als Düngemittel einsetzbaren Produktes sind viele Verfahrensschritte erforderlich. Schwierig ist dabei die Abtrennung der Schwermetalle ohne den gleichzeitigen Verlust von Phosphor. Der größte Vorteil des Verfahrens ist die hohe Effektivität der Rückgewinnung von bis zu 90% des im Zulauf zur Kläranlage vorhandenen Phosphats.

Die größte Reststofffraktion zur Entsorgung sind die Ascherückstände, die einen pH-Wert kleiner 2 haben. Weiterhin sind die sequentiell abgetrennten Schwermetalle zu entsorgen.

Spezifische Verfahren zur nass-chemischen P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche

BioCon

In Dänemark wurde das BioCon-Verfahren zur Phosphatrückgewinnung aus Asche entwickelt. Dabei wird die Asche zunächst gemahlen und anschließend in Schwefelsäure aufgeschlossen. Die gelöste Phase wird über mehrere Ionenaustauscher geführt. Stufenweise wird dort Eisenchlorid und Kaliumhydrogensulfat gewonnen. Phosphor wird schließlich als Phosphorsäure zurückgewonnen. Die Schwermetalle verbleiben in einem kleinen

Stoffstrom, der entsorgt wird (Abbildung A 26). Das Verfahren wurde in halbtechnischem Maßstab in Aalborg erprobt (PINNEKAMP et al., 2007).

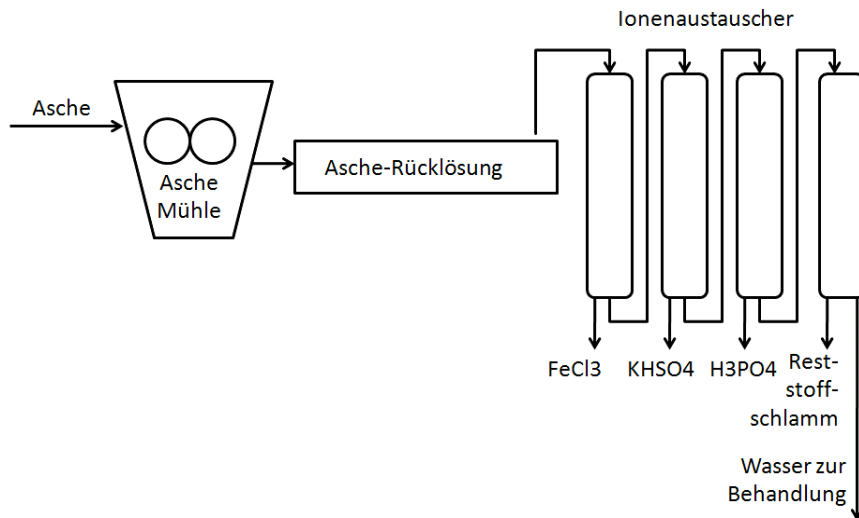


Abbildung A 27: Schema des Bio-Con-Verfahrens (PINNEKAMP et al., 2007)

Sephos

Bei dem Sephos²⁴-Verfahren wird die Asche in Schwefelsäure gelöst. Der pH-Wert ist dabei < pH 1,5 einzustellen. Das Phosphat kann dann nach einer schrittweisen pH-Wertanhebung auf pH 3,5 mittels Natronlauge als Aluminiumphosphat gefällt werden. Das gefällte Aluminiumphosphat dient der Phosphorindustrie als Ausgangsstoff (Abbildung A 27).

Zusätzlich könnten in weiteren Schritten die Metalle Eisen und Aluminium noch entfernt werden, so dass ein direkt als Dünger verwertbares Produkt entsteht. Dazu müssen Eisen bzw. Aluminium durch erneute (alkalische) Lösung und anschließende Metallentfernung entfernt werden. Im Anschluss kann dann eine Fällung als Calciumphosphat stattfinden (SCHAUM et al., 2005), welches direkt als Düngemittel eingesetzt werden kann.

Versuche zu diesem Verfahren wurden nur im Labormaßstab durchgeführt.

²⁴ Sequential Precipitation of Phosphorus

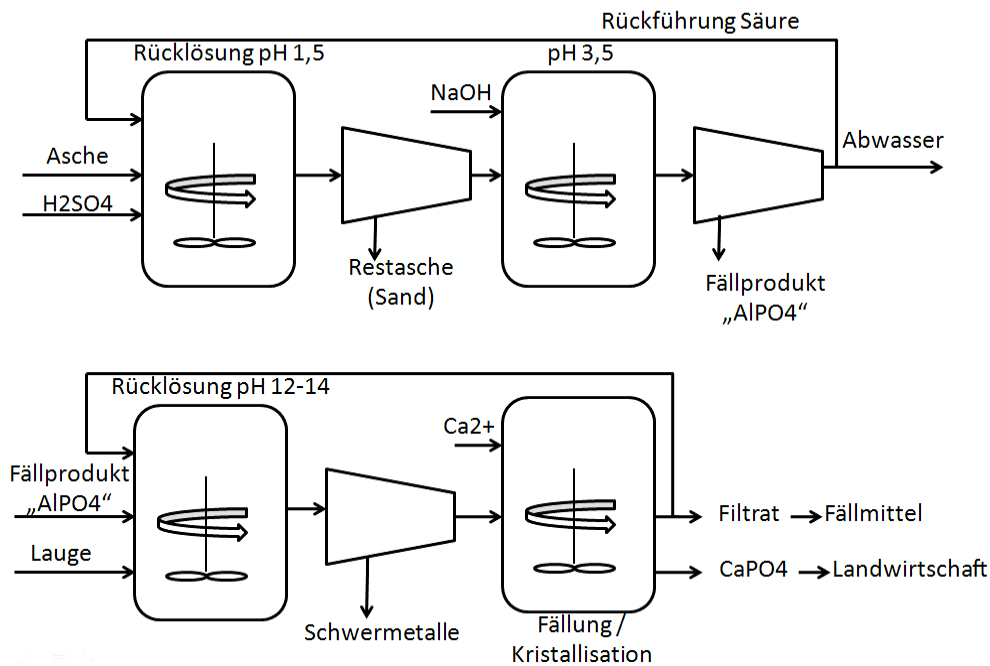


Abbildung A 28: Schematische Darstellung des Sephos-Verfahrens (SCHAUM, 2007)

SESAL-Phos

Das SESAL-Phos-Verfahren stellt eine „Weiterentwicklung“ des Sephos-Verfahrens dar, bei der auf die saure Laugung der Klärschlammasche verzichtet wird. Dadurch soll die gemeinsame Lösung von Phosphat und Schwermetallen von vorneherein vermieden werden. Die ausschließliche Lösung von Aluminiumphosphat aus der Klärschlammasche ist dagegen auch in alkalischer Lösung möglich. Tatsächlich werden bei der alkalischen Lösung aber oft nur Ausbeuten von weniger als 30 Prozent erreicht. Ursache dafür ist die Präsenz von Calcium und die Bildung von (in alkalischem Milieu) unlöslichem Calciumphosphat. Deshalb wird im SESAL-Phos-Verfahren der alkalischen Laugung eine Säurebehandlung vorgeschaltet, bei der schon bei einem pH-Wert von 3 der größte Teil des Calciums und ein Teil der Schwermetalle (nicht jedoch das Aluminiumphosphat) gelöst wird. Das schon vorhandene oder im Zuge der Lösung des Calciums gebildete Aluminiumphosphat repräsentiert nun bis zu 80 Prozent des verfügbaren Phosphats und kann in diesem Umfang alkalisch gelaugt werden.

Nach Abtrennung vom Rest der Asche erfolgt erneut eine Fällung als Calciumphosphat, welches direkt als Düngemittel eingesetzt werden kann. Der Gehalt an Schwermetallen im Düngerprodukt ist gering. Das gelöste Aluminium kann leicht zurückgewonnen werden und (anstelle des sonst preisgünstigeren Eisensalzes) als Fällmittel für die chemische P-Eliminierung in der Kläranlage verwendet werden. Da im Gegensatz zum Sephos-Verfahren die Säure(vor)behandlung bei pH=3 anstelle von pH<1,5 erfolgt, ist der Chemikalieneinsatz

beim SESAL-Phos-Verfahren deutlich reduziert, wodurch die Kosten deutlich gesenkt werden (PETZET et al., 2011).

PASCH

Die Rücklösung der Klärschlammasche findet in einem Laugungstank in verdünnter Salzsäure-Lösung statt. Im Anschluss wird der Rückstand mittels Parallelplattenabscheider und Filter von der Laugungslösung getrennt und mittels Zentrifuge entwässert. Der Ascherückstand wird gewaschen, das Waschwasser kann zur Verdünnung der Salzsäure genutzt werden. Die als Chlorokomplexe in Lösung vorliegenden Metalle Eisen, Blei, Cadmium, Kupfer und Zink werden im nächsten Schritt mittels Solventextraktion entfernt. Dazu wird eine zweistufige Mixer-Settler-Einheit eingesetzt. In dieser sorgt ein organisches Extraktionsreagenz für die Abtrennung der Metallionen. Kontinuierlich findet eine Regenerierung des Extraktionsreagenz mittels ammoniakalischer Lösung statt. Die abgetrennten Metalle fallen als Hydroxide aus. Das Reagenz wird dann mit verdünnter Salzsäure regeneriert. Das Phosphat befindet sich im Raffinat und kann durch eine übliche Phosphatfällung zurückgewonnen werden (Abbildung A 28).

Die Versuche zu diesem Verfahren wurden im halbtechnischen Maßstab durchgeführt. Eine Kostenabschätzung ergab Kosten von 4,40 €/kg P (PINNEKAMP et al., 2009b).

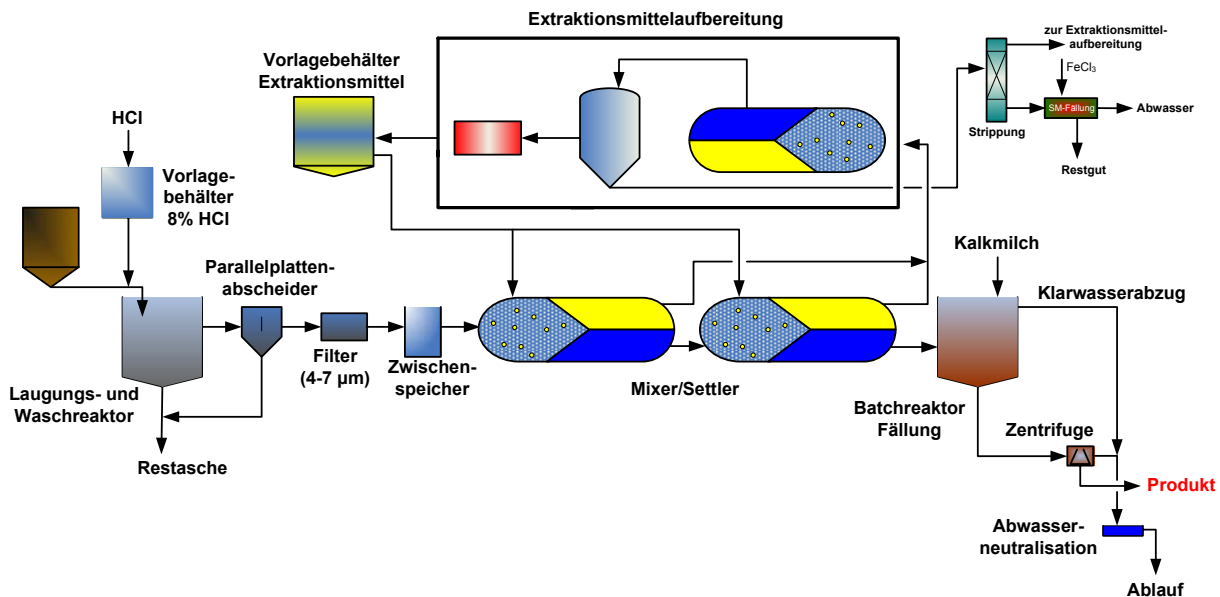


Abbildung A 29: Schema des PASCH-Verfahrens (PINNEKAMP et al., 2009a)

Bioleaching

Bioleaching ist ein in der Erzlaugung bekanntes und angewandtes Verfahren. Dabei werden Bakterien eingesetzt, die unter Produktion von Schwefelsäure Metallsulfide oxidieren und Metalle in Lösung bringen. Gleichzeitig wird durch die Schwefelsäure auch Phosphat gelöst.

Das Bioleaching-Verfahren lässt sich gut auf Klärschlammasche übertragen. In einem Perkolationsreaktor wird die Asche kontinuierlich mit der Bakterienlösung (Acidithiobacillen) berieselt (ZIMMERMANN und DOTT, 2009).

Der Anteil gelösten Phosphats liegt bei bis zu 93%. Eisen und Blei verbleiben zum Großteil in der Asche. Chrom (III) und Cadmium werden gemeinsam mit Phosphat gelöst. Zur Rückgewinnung des gelösten Phosphats wurde ein Ansatz erprobt, in dem Bioleaching mit der Refixierung von Phosphat durch Bio-P-Bakterien kombiniert wurde. Diese Arbeiten zeigten im Laborversuch gute Ergebnisse (PINNEKAMP et al., 2009a).

Verfahrensprinzip der Phosphatrückgewinnung aus Klärschlammasche mittels thermisch-metallurgischer Verfahren

Bei den thermischen Verfahren erfolgt eine Erhitzung der Asche auf ca. 1.000°C. Die Schwermetalle verflüchtigen sich und werden mit dem Rauchgas abgezogen und gereinigt. Hierbei entstehen kleine Mengen an zu deponierendem Reststoff. Das Phosphat bleibt in der Schlacke enthalten, die aufgrund der entfernten Schwermetalle den Richtlinien für Düngemittel entspricht. Eine Vergleichbarkeit der Düngemittelqualität zu MAP und Calciumphosphat sollte noch in Topfversuchen nachgewiesen werden.

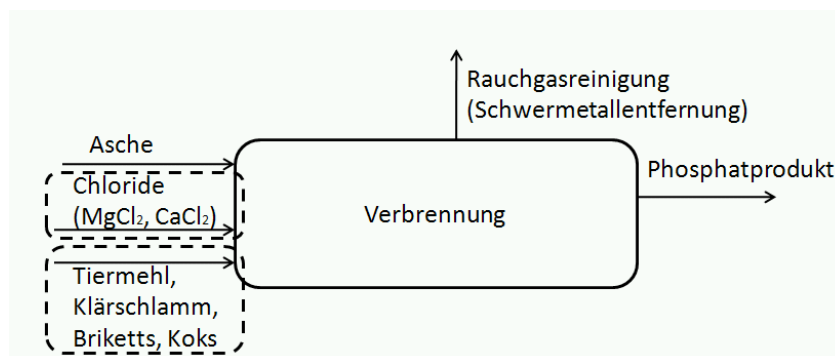


Abbildung A 30: P-Rückgewinnung mit thermisch-metallurgischem Verfahren

Vorhandene Verfahren zur thermisch-metallurgischen P-Rückgewinnung

Ash Dec

Beim Verfahren der Firma Ash Dec wird Phosphor in fünf Prozessschritten aus der Asche in ein Düngeprodukt überführt. In der ersten Phase wird die Asche mit Säure und chlorhaltigen Verbindungen versetzt. Die Schwermetalle werden in diesem Reaktionsschritt zu Schwermetallchloriden umgewandelt. Nach der Trocknungsphase kommt das Brennen. In diesem Prozessschritt werden Schwermetalle wie Cadmium, Quecksilber, Blei, Kupfer und Zink bei einer Temperatur von 950°C verdampft. Im vierten Verfahrensschritt wird durch Mischen des gebrannten Materials und ggf. Zugabe von Phosphor, Kalium und Stickstoff die für das Düngemittel gewünschte Nährstoffzusammensetzung eingestellt. Um ein gutes

Handling des Düngers für die Landwirte zu gewährleisten, wird als letzter Verfahrensschritt eine Pelletierung vorgenommen (Abbildung A 30). Das entstandene Produkt entspricht der Düngemittelverordnung und kann nach einer Zulassung an die Landwirtschaft verkauft werden (PRINZHORN, 2005).

Bei Pflanzenversuchen an der ETH Zürich zeigte das von Ash Dec produzierte Phosphatprodukt PhosKraft eine mit Handelsdünger (TSP) vergleichbare Düngewirkung. Der Ertrag lag weit über der Nullprobe und der Probe mit Phosphatgestein (HERMANN, 2010).²⁵

Die Ash Dec-Technologie wurde über längere Zeit erfolgreich im halbtechnischen Maßstab erprobt. Die Hochskalierung zur großtechnischen Anlage ist auf dem Papier bereits erfolgt. Es werden zurzeit mehrere Standorte für eine Großanlage geprüft (HERMANN, 2010). Die Verfahrenskosten werden von der Firma Ash Dec mit 0,8 €/kg P angegeben.

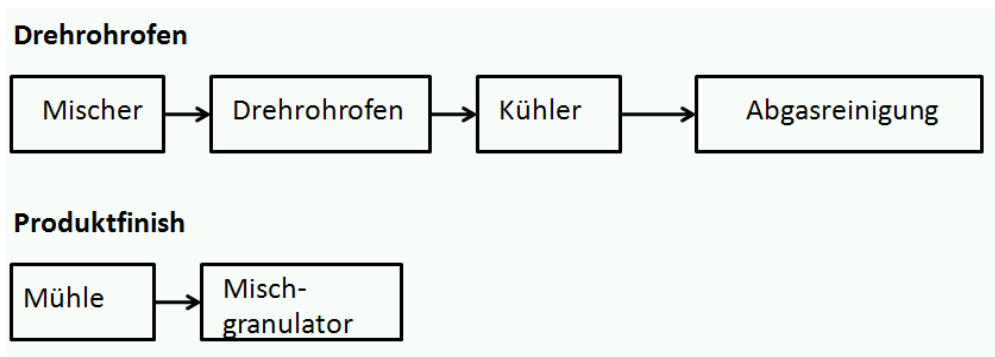


Abbildung A 31: Verfahrensschema des Ash Dec-Verfahrens (HERMANN, 2009)

Mephrec

Das Mephrec®-Verfahren (Abk. für „Metallurgisches Phosphor-Recycling“) stellt eine neue metallurgische Verfahrenstechnik zum Phosphor-Recycling dar. Sie beruht auf der Sauerstoff-Schmelz-Vergasung von P-haltigen organischen und/oder anorganischen Materialien, wie Klärschlamm, Tier- und Knochen-Mehl oder den Aschen aus der Monoverbrennung dieser Abfallstoffe. Hierzu wird eine innovative einstufige Technologie eingesetzt, d.h. das P-Recycling und die Energie-Gewinnung aus diesen Stoffen werden in einem einzigen Verfahrensschritt und im gleichen Reaktor vollzogen.

Die Abfallstoffe werden zunächst brikettiert. Die Briketts werden im Mephrec®-Reaktor vergast; ihr Aschegehalt wird zu einer flüssigen Schlacke eingeschmolzen, die mit ca. 1450°C abgestochen wird und im Wasserbad feinkörnig erstarrt (Schmelzvergasung mit

²⁵ Zuvor war bei Pflanzenversuchen an der Universität Gießen im Rahmen des PHOBE-Projektes nur eine geringe Düngewirksamkeit gemessen worden, die sich von der Nullprobe nicht signifikant unterschied. Nach Aussagen von Herrn Hermann (2010) ist die jetzige Verbesserung darauf zurückzuführen, dass zur Entfernung der Schwermetalle nicht mehr CaCl₂, sondern MgCl₂ zugesetzt wird.

flüssigem Asche-Austrag). Die im Klärschlamm enthaltenen schwerlöslichen Phosphat-Verbindungen werden durch den Schmelzprozess in eine Bindungsform überführt, die eine hohe Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors gewährleistet (>80 % P_2O_5 -citrl.). Das feinkörnige Schlackegranulat ist besonders arm an Schwermetallen.

Die Schmelz-Vergasung erfolgt unter reduzierenden Bedingungen, so dass die in der Asche enthaltenen Oxide beim Durchgang der flüssigen Schlacke durch die bis 2000°C heiße Kokssäule zu Metallen reduziert werden. Sie schmelzen und bilden eine Metall-Legierung, die als Schwermetall-Senke fungiert und vor allem Eisen sowie Cu, Cr, Ni u.a. bei hohen Temperaturen siedende Schwermetalle enthält. Die flüssige Metall-Legierung wird gesondert abgestochen, erkaltet in Kokillen und wird als Schrott vermarktet. In der Schlacke verbleibende Schwermetalle werden eluatsicher in die beim Abguss der flüssigen Schlacke ins Wasserbad amorph erstarrende Schlacken-Matrix eingebunden. Bei niedrigen Temperaturen siedende Metalle (wie Hg, Cd, Zn) verdampfen und werden in der Gasreinigung abgeschieden.

Unter den Reaktionsbedingungen in der bis 2000°C heißen Kokssäule werden restliche organische Bestandteile der eingesetzten Materialien zuverlässig zerstört (TOC <0,0100 %). Damit sind die Voraussetzungen gegeben, auch belastete organische Stoffe, wie Tiermehl der Kategorie I, zur Erzeugung von P-Düngern einzusetzen (SCHEIDIG et al., 2010; SCHEIDIG, 2011).

Im Gegensatz zu anderen Verfahren kann beim Mephrec-Verfahren die für das Verfahren notwendige Energie als Wärme für andere Zwecke erneut genutzt werden. Eine Machbarkeitsstudie zeigte die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens durch die Annahme von Abfällen sowie die Nutzung der thermischen Energie zur Stromerzeugung. Durch den Verkauf der Schlacke (Dünger) und des Roheisens könnte ein Gewinn erzielt werden.

Das Mephrec-Verfahren könnte am Standort von Verbrennungsanlagen oder Zementwerken errichtet werden und die dort vorhandene Gasreinigung nutzen, um das Verfahren günstiger zu machen. Versuche zu diesem Verfahren waren bisher in halbtechnischem Maßstab erfolgreich.

Thermphos

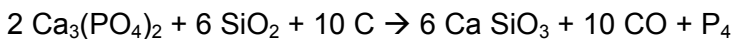
Die Firma Thermphos im niederländischen Vlissingen importiert jährlich 600.000 Tonnen Phosphaterz. Aus diesem Rohstoff werden im elektrothermischen Prozess reiner Phosphor, Phosphorsäure, Phosphorchloride und Spezialphosphate hergestellt. Thermphos erklärte im Jahr 2005 das Ziel, in den nächsten Jahren bis zu 25% (40.000 Tonnen) des Phosphorbedarfs aus regenerativen Quellen zu decken.

Klärschlammasche ist eine Möglichkeit für Thermphos, eine regenerative Quelle zu nutzen. Da Eisen den Aufbereitungsprozess stört, kann allerdings nur Asche von Kläranlagen verwendet werden, die als Fällmittel zur Phosphatfällung Aluminium anstelle von Eisen

einsetzen. Die Klärschlammverbrennungsanlagen müssen so betrieben werden, dass die „Aluminiumasche“ getrennt von „Eisenasche“ anfällt. Theoretisch wäre es problemlos möglich, alle Kläranlagen auf Aluminiumfällung umzustellen, so dass die Asche von Thermphos zur Phosphorproduktion genutzt werden kann.

Zur Herstellung von Phosphor im Thermphos-Verfahren wird zunächst das Phosphaterz zu einem Mehl zermahlen. Unter Zugabe von Ton werden Pellets granuliert und anschließend gesintert. Die gesinterten Pellets werden zusammen mit Koks und Kies einem elektrischen Ofen zugeführt. Dort wird das Gemisch erhitzt. Bei ca. 1.500°C reagieren Koks und Kies mit den phosphathaltigen Pellets wie folgt:

Pellets + Kies + Koks → Asche + Rauchgas + Phosphor



Das bei der Verbrennung entstehende Gas enthält Phosphatdampf und Rauchgas. Bei der Gaskühlung wird das Phosphat kondensiert und als Flüssigkeit aufgefangen, gesammelt und als Phosphorsäure vermarktet oder weiterverarbeitet (Abbildung A 31).

Das Rauchgas wird entweder an anderer Stelle zur Energierückgewinnung genutzt. Die im Prozess anfallende Asche kann nach dem Abkühlen zur Verwendung im Straßenbau verkauft werden. Durch den Eisengehalt des Phosphaterzes fällt im Prozess ein geringer Teil an Eisenphosphat (mit einem Eisengehalt von 75% Fe und einem Phosphorgehalt von 25% P) an, der an die Stahlindustrie verkauft wird.

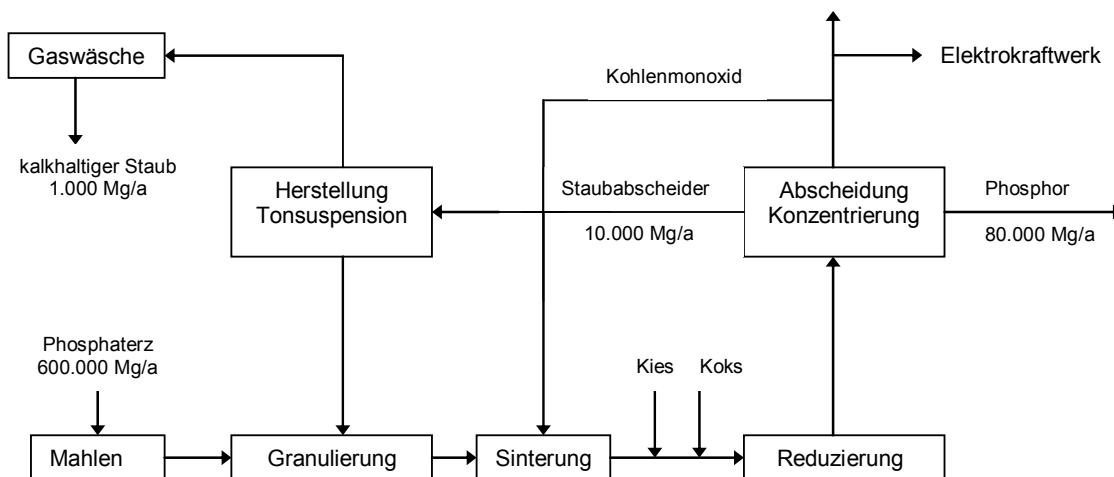


Abbildung A 32: Verfahrensschema von Thermphos (VON HORN, 2007)

Verfahren zur P-Rückgewinnung aus den Teilströmen Gelb- und Schwarzwasser

Magnesiumammoniumphosphat (MAP)-Fällung aus getrennt erfasstem Urin

Das Verfahrensprinzip der Fällung ist im Wesentlichen in Kapitel 8.2.1 beschrieben. Hierbei ist hervorzuheben, dass es bei getrennt erfasstem Urin innerhalb des Ableitungssystems und nach kurzer Verweilzeit in einem Vorlagetank zu einer Hydrolyisierung kommt. Hierbei wird der im Urin enthaltene Harnstoff in Ammonium/Ammoniak und Carbonat umgewandelt, der pH-Wert steigt auf pH 8,8 bis 9,2. Somit sind vor einer Fällung von Struvit keine weiteren Chemikalien für eine pH-Korrektur notwendig. Die Fällung wird durch die Zugabe von Magnesium- oder Calciumsalzen ausgelöst. Eingesetzte Fällmittel sind typischerweise Magnesiumoxid (MgO), Magnesiumhydroxid ($Mg(OH)_2$), Magnesiumchlorid ($MgCl_2$) oder Bittersalz (v. a. Magnesiumsulfat), einem Nebenprodukt aus der Speisesalzproduktion. (DWA, 2008)

Durch die alleinige Zugabe von Magnesium können typischerweise mehr als 98% des Phosphats als Struvit ausgefällt werden, das eine gute Pflanzenverfügbarkeit besitzt. Aufgrund der starken Pufferung im Gelbwasser verändert sich der pH-Wert kaum und die Reaktion findet unter fast konstanten Bedingungen statt. Die Reaktion findet rasch und ohne erkennbare Verzögerung statt und ist innerhalb weniger Minuten abgeschlossen. (DWA, 2008)

Die Fällung von Struvit aus getrennt erfasstem Urin wird in DWA (2008) als ausgereift beschrieben. Die bisherigen Forschungs- und Pilotprojekte haben allerdings gezeigt, dass im Bereich Logistik und Infrastruktur zum Teil noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Details werden im Anschluss an die Verfahrensbeschreibung dargestellt.

Eindampfung von getrennt erfasstem Urin

Die Eindampfung von Urin wird beispielsweise in der Raumfahrt für die Wiedergewinnung von Wasser aus Gelbwasser eingesetzt und ist hier bestens erprobt. Der im Urin enthaltene Phosphor konzentriert sich vollständig im entstehenden Konzentrat auf. Aufgrund der hohen P-Konzentrationen im Konzentrat kann es bei späterer Lagerung des Konzentrats zu Kristallbildung kommen. Eine weitergehende gezielte P-Extraktion aus dem Konzentrat ist nicht bekannt. Neben einigen wenigen Forschungsvorhaben gibt es bislang wenig Praxiserfahrung zur Eindampfung innerhalb einer Abwasserbehandlung über neuartige Sanitärsysteme. Ergebnisse über die Pflanzenverfügbarkeit des gewonnenen Konzentrats liegen nicht vor. Es kann jedoch aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen von einer guten Düngewirkung ausgegangen werden.

Der zur Eindampfung und Volumenreduzierung bis zu einem sinnvollen Mindestvolumen notwendige Energiebedarf ist erheblich. Theoretisch kann hierbei Solarenergie genutzt werden. Verschiedene Forschungsprojekte beschäftigen sich mit diesem Thema im Zusammenhang mit der Entwicklung von nachhaltigen Sanitärkonzepten für Entwicklungs- und Schwellenländer.

Um letztlich auf wirtschaftlich sinnvoll behandelbare Mindestvolumina zu kommen, ergeben sich ebenfalls die unten dargestellten Probleme der Infrastruktur und der notwendigen Logistik.

Kompostierung und Trocknung von Feststoffen aus Abwasserteilstromkonzepten

Die Kompostierung und Trocknung der feststoffreichen Phase aus Abwasserteilstromkonzepten werden häufig im Zusammenhang mit Trockentrenntoiletten oder Filtersäcken eingesetzt. Trockentrenntoiletten kommen vielfach in Projekten zur nachhaltigen Verbesserung der sanitären Situation in Entwicklungs- und Schwellenländern zum Einsatz. Anfallendes Festmaterial muss nur bedingt vor einer Kompostierung bzw. Trocknung konditioniert werden. Zumeist reicht die Zugabe von Strukturmaterial für eine bessere Durchlüftung und eine Verbesserung des C:N-Verhältnisses. Über Filtersäcke zurückgehaltene Feststoffe aus Schwarz- oder Braunwasser können über eine Kompostierung weiter behandelt werden.

Die P-Aufkonzentrierung beruht bei der Kompostierung und der Trocknung im Wesentlichen auf einer Volumenreduktion des Ausgangsproduktes. Eine gezielte P-Extraktion findet im Allgemeinen nicht statt. Das kompostierte bzw. getrocknete Endprodukt kann als nährstoffreiches Substrat in den Boden (Landwirtschaft) eingebracht werden und dient somit der Rückführung von Phosphor in den Nährstoffkreislauf. Gleichzeitig wird aufgrund des hohen Organikanteils von einem positiven Effekt auf die Bodenstruktur ausgegangen.

Für eine großflächige Umsetzung bedarf es einer entsprechenden Verteilungslogistik und Vertriebsstruktur des gewonnenen nährstoffreichen Kompostes. Das Trockenmaterial aus der Trocknung ist durch den Prozess im Allgemeinen nur bedingt hygienisiert und bedarf vor dem Vertrieb einer Entkeimung.